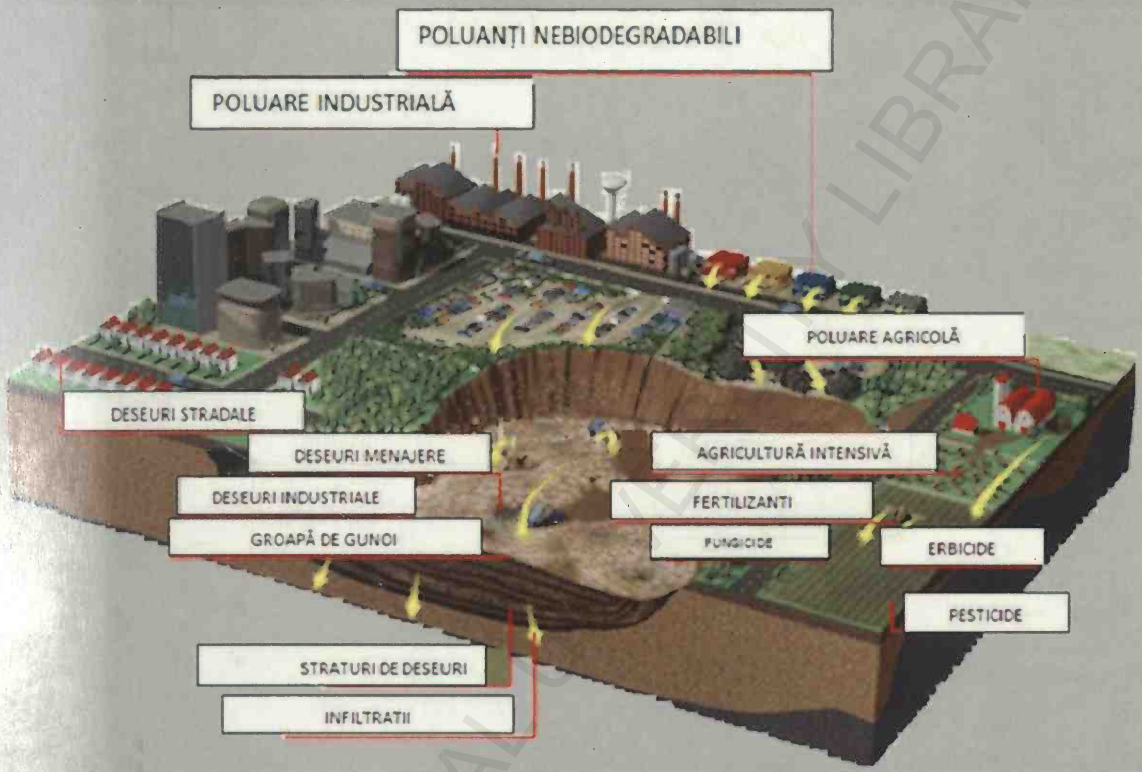
ALEXANDRA-DANA CHIȚIMUȘ
EMILIAN MOȘNEGUȚU
GABRIEL LAZĂR

COORDONATOR: VALENTIN NEDEFF



Seria: PROCEDEE ȘI TEHNICI PENTRU PROTECȚIA MEDIULUI

TEHNOLOGII PENTRU DEPOLUAREA SOLULUI

III 127.741
BCU IAȘI

Editura ALMA MATER BACĂU

2012

III127.741
BCU IASI

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

CHIŢIMUŞ ALEXANDRA-DANA
EMILIAN MOŞNEGUŢU
GABRIEL LAZĂR

Coordonator: format VALENTIN NEDEFF

93706

Seria: PROCEDEE ŞI TEHNICI PENTRU PROTECŢIA MEDIULUI

TEHNOLOGII PENTRU DEPOLUAREA SOLULUI

ALE

0 000010 46486 BCU IAŞI

Editura ALMA MATER BACĂU
2012

BCU IAŞI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Autorii:

Prof. univ. dr. ing. Valentin Nedeff, coord. - Universitatea „Vasile Alecsandri" din Bacău
Asist. univ. dr. ing. Chiţimuş Alexandra-Dana-Universitatea „Vasile Alecsandri" din Bacău
Şl. dr. ing. Emilian Florin Moşneguţu - Universitatea „Vasile Alecsandri" din Bacău
Prof. univ. dr. ing. Gabriel Lazăr - Universitatea „Vasile Alecsandri" din Bacău

Lucrarea cuprinde şi cercetările teoretice şi aplicative prezentate în teza de doctorat cu titlul " STUDII ŞI CERCETĂRI CU PRIVIRE LA INFLUENŢA PROPRIETĂŢILOR FIZICE ŞI MECANICE ALE SOLULUI ÎN PROCESUL DE AUTO-EPURARE ŞI EPURARE" susţinută în anul 2011, în cadrul proiectului "Burse Doctorale - o Investiţie în Inteligenţă (BRAIN), Proiect Strategic "Investeşte în Oameni" finanţat în perioada 2008 - 2011 de Fondul Social European şi Guvernul României.

Referenţii ştiinţifici ai Tezei de Doctorat:

Prof. univ. dr. ing. Gheorghe Sin
Academia de Ştiinţe Agricole şi Silvice "Gheorghe Ionescu-Şişeşti", Bucureşti

Prof. univ. dr. ing. Rajandrea Sethi
Universitatea Politehnică din Torino Italia

Descrierea CIP a Bibliotecii Naţionale a României
Tehnologii pentru depoluarea solului /
Alexandra-Dana Chiţimuş, Emilian Florin Moşneguţu, Gabriel Octavian Lazăr; Valentin Nedeff (coord.); referenţi ştiinţifici: Prof. univ. dr. ing. Gheorghe Sin, Academia de Ştiinţe Agricole şi Silvice "Gheorghe Ionescu-Şişeşti", Prof. univ. dr. ing. Rajandrea Sethi, Universitatea Politehnică din Torino Italia. - Bacău: Alma Mater, 2012
Bibliogr.
ISBN 978-606-527-218-7

I. Chiţimuş, Alexandra-Dana
II. Moşneguţu, Emilian
III. Lazăr, Gabriel Octavian
IV. Nedeff, Valentin
V. Gheorghe Sin
VI. Rajandrea Sethi

504.054:631.4

03 FEB. 2016

CUPRINS

INTRODUCERE..... 8
CAP. 1. SOLUL CA SISTEM FIZIC..... 9
1.1. Funcţiile solului..... 9
1.2. Alcătuirea solului..... 10
1.3. Proprietăţile fizice şi mecanice ale solului..... 11
1.3.1. Textura..... 11
1.3.2. Determinarea alcătuirii granulometrice..... 12
1.3.2.1. Clasificarea şi caracterizarea fracţiunilor granulometrice..... 15
1.3.3. Influenţa texturii asupra poluării solului..... 18
1.3.4. Structura solului..... 19
1.3.4.1. Indicii care caracterizează structura solului..... 20
1.3.4.2. Influenţa structurii asupra poluării solului..... 23
1.3.5. Densitatea solului..... 26
1.3.5.1. Densitatea aparentă a solului..... 27
1.3.6. Volumul specific al solului..... 28
1.3.7. Porozitatea sau spaţiul lacunar al solului..... 28
1.3.8. Cifra porilor solului..... 30
1.3.8.1. Forma şi mărimea porilor..... 30
1.3.9. Porozitatea drenantă, utilă şi inactivă..... 31
1.3.10 Gradul de tasare al solului..... 34
1.3.11. Compactarea solului..... 35
1.3.12. Influenţa compactării asupra poluării solului..... 36
1.4. Proprietăţile hidrofizice şi de aeraţie ale solului..... 36
1.4.1. Apa din sol..... 36
1.4.1.1. Forţele care acţionează asupra apei din sol.. 37
1.4.1.2. Potenţialul apei din sol..... 38

BCU CLUJ / BABEŞ-BOLYAI UNIVERSITY LIBRARY

1.4.1.3. Indicii hidrofizici ai solului..... 38
1.4.1.4. Permeabilitatea pentru apă a solului..... 40
1.4.1.5. Ascensiunea capilară a apei din sol..... 41
1.4.2. Aerul din sol..... 41
1.5. Proprietăţile chimice ale solului..... 42
1.5.1. Soluţia solului 42
1.5.1.1. Compoziţia chimică a soluţiei solului..... 43
1.5.1.2. Dinamica concentraţiei soluţiei solului..... 44
1.5.2. Coloizii solului..... 44
1.5.3. Capacitatea de adsorbţie..... 46
1.5.3.1. Adsorbţia moleculară..... 46
1.5.3.2. Adsorbţia cationică..... 47
1.5.3.3. Adsorbţia anionică..... 50
1.5.4. Reacţia solului..... 50
1.5.4.1. Aciditatea actuală..... 51
1.5.4.2. Aciditatea potenţială a solului..... 52
1.5.4.3. Importanţa reacţiei solului..... 53
1.5.5. Capacitatea de tamponare a solului..... 54

CAP. 2. POLUAREA SOLULUI..... 55
2.1. Clasificarea solurilor poluate..... 58
2.2. Surse de poluare şi agenţi poluanţi ai solurilor..... 59
2.2.1. Excavaţiile la zi..... 59
2.2.2. Depozitele de sterile..... 59
2.2.3. Metalele grele..... 60
2.2.4. Deşeurile şi reziduurile din industria alimentară şi uşoară..... 60
2.2.5. Deşeurile şi reziduurile vegetale..... 60
2.2.6. Dejecţiile animale..... 61
2.2.7. Dejecţiile umane..... 61
2.2.8. Nămolurile separate din apele uzate..... 61
2.2.9. Hidrocarburile..... 62
2.2.10. Sărăturarea..... 62
2.2.11. Acidifierea..... 63
2.2.12. Excesul de apă..... 63
2.2.13. Carenţele de diverse elemente nutritive..... 63
2.2.14. Compactarea..... 64
2.2.15. Degradarea structurii solului..... 65
2.2.16. Trecerea terenurilor agricole şi silvice spre alte 65

utilizări.....
2.2.17. Pesticidele..... 65
2.2.18. Poluarea biologică a solului..... 66
2.2.19. Poluarea radioactivă..... 67
2.3. Situaţia solurilor degradate din România..... 67
2.4. Factorii care influenţează poluarea solului..... 68
2.4.1. Comportarea poluanţilor în sol..... 68
2.4.2. Efecte ale poluării în mediul geologic..... 71
2.4.2.1. Evaluarea poluării solului şi subsolului din punct de vedere hidrogeologic..... 72

CAP. 3. STADIUL ACTUAL AL REALIZĂRILOR ŞI CERCETĂRILOR PRIVIND DEPOLUAREA SOLULUI..... 85
3.1. Autopurificarea solului..... 87
3.1.1. Etapele procesului de purificare..... 87
3.1.2. Fitoremedierea..... 88
3.2. Epurarea artificială a solului..... 91
3.2.1. Clasificarea tehnicilor de depoluare..... 91
3.2.1.1. Clasificarea tehnicilor de depoluare în funcţie de natura procedeelor utilizate..... 92
3.2.1.2. Clasificarea tehnicilor de depoluare în funcţie de locul în care se realizează tratarea..... 92
3.2.1.3. Clasificarea tehnicilor de depoluare în funcţie de transformarea poluanţilor..... 94
3.2.2. Tehnologii de depoluare a solului utilizate în prezent..... 95

CAP. 4. BAZELE TEORETICE ALE PROCESULUI DE DEPOLUARE A SOLULUI..... 98
4.1. Epurarea in situ..... 98
4.1.1. Procedee fizice de depoluare a solului in situ..... 98
4.1.1.1. Ventilarea in situ (venting) şi procedee asociat.... 98
4.1.1.1.1.Variante ale venting-ului..... 100
4.1.1.2. Barbotarea in situ..... 105
4.1.2. Procedee chimice de depoluare a solului in situ..... 108
4.1.2.1. Spălare in situ sau spălarea solului..... 108
4.1.2.2. Oxidarea chimică in situ..... 111
4.2. Epurarea ex situ..... 114

BCU MIRCEA CEL BĂTRÂN UNIVERSITY LIBRARY

4.2.1. Excavarea solului..... 114
4.2.2. Sortarea granulometrică..... 116
4.2.3. Spălarea solului excavat..... 118
4.2.4. Încapsularea on site..... 123
4.2.5. Solidificarea şi stabilizarea..... 125
4.2.6. Incinerarea..... 128
4.2.7. Desorbţia termică..... 132
4.2.8. Biopilele..... 136
4.2.9. Landfarming-ul..... 138
4.2.10. Compostarea..... 141

CAP. 5. STUDII ASUPRA PROCESULUI DE DEPOLUARE A SOLULUI..... 147

5.1. Tehnici de laborator pentru studiul procesului de depoluare a solului..... 147

5.1.1. Pentru poluanţii de natură lichidă..... 147
5.1.2. Pentru poluanţii de natură volatilă..... 149

5.2. Determinarea densităţii reale a solului cu metoda picnometrică..... 154

5.3. Determinarea densităţii aparente a solului cu metoda cilindrilor Kacinski..... 155

5.4. Determinarea rezistenţei la penetrare a solului..... 155

5.5. Determinarea influenţei proprietăţilor fizice şi mecanice ale solului în procesele de epurare şi de autoepurare.. 157

5.6. Determinarea modului de deplasare a poluanţilor gazoşi în sol prin refulare/aspirare..... 159

5.6.1.Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol argilos..... 159

5.6.2. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol nisipos..... 164

5.6.3. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol luto-argilos..... 169

5.6.4. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol nisipo-prundos..... 173

5.7. Determinarea modului de deplasare a poluanţilor lichizi în sol..... 177

5.8. Interpretare rezultatelor experimentale obţinute..... 195

5.8.1. Elaborarea modelului matematic pentru viteza de levigare a poluantului în sol..... 195

5.8.2. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol..... 197
5.8.2.1. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol argilos..... 197
5.8.2.2. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol luto-argilos..... 198
5.8.2.3. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol nisipos..... 199
5.9. Verificarea modelului matematic..... 200
5.9.1. Verificarea modelului matematic generat de programul TableCurve 3D..... 201

CAP. 6. RECOMANDĂRI..... 204
BIBLIOGRAFIE..... 206

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

INTRODUCERE

Poluarea mediului geologic reprezintă modificarea proprietăţilor fizice, chimice şi biologice ale mediului geologic, restrângând proprietăţile de folosire ale elementelor constituente ale acestuia (sol, formaţiuni geologice, acvifer freatic, acvifere de adâncime).

Urmărind configuraţia fizică a mediului geologic, se constată că prezenţa poluării într-o anume zonă generează riscuri importante la nivelul întregului sistem. Astfel, dacă solul este supus agresiunii unui poluant, întotdeauna stratele acvifere subterane riscă să fie deopotrivă poluate/contaminate prin transferul poluantului de la suprafaţa solului spre adâncime. În mod reciproc, dacă un acvifer este contaminat cu o substanţă poluantă de cele mai multe ori, în timp, se ajunge şi la contaminarea solului prin vaporizarea şi ascensiunea capilară a apei subterane. Chiar dacă astfel de conexiuni sunt evidente între toate elementele mediului, solul, subsolul – formaţiunile geologice şi apa subterană formează un sistem fizic şi relaţional conturat distinct în structura mediului geologic.

Deosebit de importantă pentru menţinerea echilibrului ecologic este capacitatea solului de a forma un tampon contra diverşilor poluanţi.

Tehnicile de tratare a solului şi a apelor subterane poluate au ca obiectiv de a distruge, elimina sau imobiliza poluanţii.

În funcţie de tehnologia aleasă, se tratează sursa de poluare, se controlează impactul sau se protejează ţintele.

Depoluarea solului şi a apelor subterane este delicată datorită faptului că fiecare sit are specificul său (caracteristici de mediu, poluanţi, utilizări).

În consecinţă, este foarte dificil să se asocieze o tehnologie cu un tip de poluare. În plus, pentru a răspunde exigenţelor legate de timp, spaţiu şi eficienţă, tipul de tratare ales este adesea o combinaţie de diferite tehnici

Considerăm că lucrarea de faţă constituie o contribuţie modestă la clarificarea procesului complex de auto-epurare şi epurare a solului.

B.C.U. M. EMINESCU IAȘI

Capitolul 1

SOLUL CA SISTEM FIZIC

1.1. Funcţiile solului

Încă de la apariţia sa, omul a utilizat solul în funcţie de necesităţile de moment ale sale: obiecte de ceramică, pictură, materiale de construcţie, agricultură, încălzire etc. În raport cu viaţa omului, solul îndeplineşte patru funcţii principale: biologică, alimentară, de filtru ecologic şi de utilizare ca material de construcţie [9, 16, 18, 21, 31, 46, 68, 75].

Funcţia biologică este dată de faptul că solul reprezintă adăpostul pentru numeroase specii de animale şi vegetale. Ciclurile biologice trec prin sol, incluzându-l ca parte componentă pentru numeroase ecosisteme [18, 21].

Funcţia alimentară rezultă din faptul că solul conţine toate elementele chimice necesare vieţii (calciu, magneziu, potasiu, fosfor etc.). El le acumulează şi apoi le pune la dispoziţia plantelor şi animalelor, inclusiv apa şi aerul necesar circulaţiei acestora. Omul care se hrăneşte cu plante şi animale este total dependent de potenţialul productiv al solului [31, 46].

Funcţia de filtru ecologic este datorată, în principal, faptului ca solul este un mediu poros. Apa din fântâni, izvoare şi râuri traversează în prealabil solul, care se comportă ca un adevărat filtru biologic, asemănător unui sistem epurator. Apa, pe parcursul infiltrării în sol se transformă astfel, încât calităţile ei chimice şi biologice, vor fi influenţate de proprietăţile învelişului pedologic [9, 68, 75].

Funcţia de materie primă este dată de folosirea solului în construcţii (nisipuri, cruste calcaroase, argile etc.) şi în diverse subramuri semiindustriale. Solul este suport pentru construcţii, drumuri, baraje, canale. Multe minerale se formează şi prin procese pedogenetice, ca de exemplu bauxita, fierul etc. [31, 46, 68].

1.2. Alcătuirea solului

Solul este o rocă detritică reziduală, provenită din rocile eruptive metamorfice sau sedimentare, printr-un intens proces de solidificare [9, 14, 15, 16, 22].

Privit sub aspect fizic, solul poate fi definit ca un sistem polifazic deoarece în alcătuirea lui sunt reprezentate cele trei faze principale: solidă, lichidă şi gazoasă [22, 46, 51, 86].

Faza solidă - constituită din particule de sol (minerale sau organice) care reprezintă 50% din volumul total (45% - partea minerală; 5% - partea organică).

Faza lichidă - reprezentată de apa din sol: conţine substanţe dizolvate.

Faza gazoasă – reprezentată de aerul solului.

Ultimele două ocupă restul de 50% din volumul total având tendinţa de a se exclude reciproc. Din cauza complexităţii solului cât şi a interacţiunilor existente aici aceste faze amintite mai sus nu pot fi uşor separate [14, 22, 64, 70, 84].

În diagrama din figura 1 sunt prezentate cele trei faze care intră în alcătuirea compoziţiei solului (fig. 1) şi pe baza cărora se pot defini relaţii de masă şi volum caracteristice [9, 15, 114].

În figura 1 notaţiile reprezintă:
Ma este masa aer (neglijabilă);
Mw - masa apei;
Ms - masa solidelor;
Mt - masa totală;
Va - volumul aerului;
Vw - volumul apei;
Vp - volumul porilor (Vp = Va+Vw);

Vs - volumul solidelor;
Vt - volumul total (Vt = Vp+Vs).

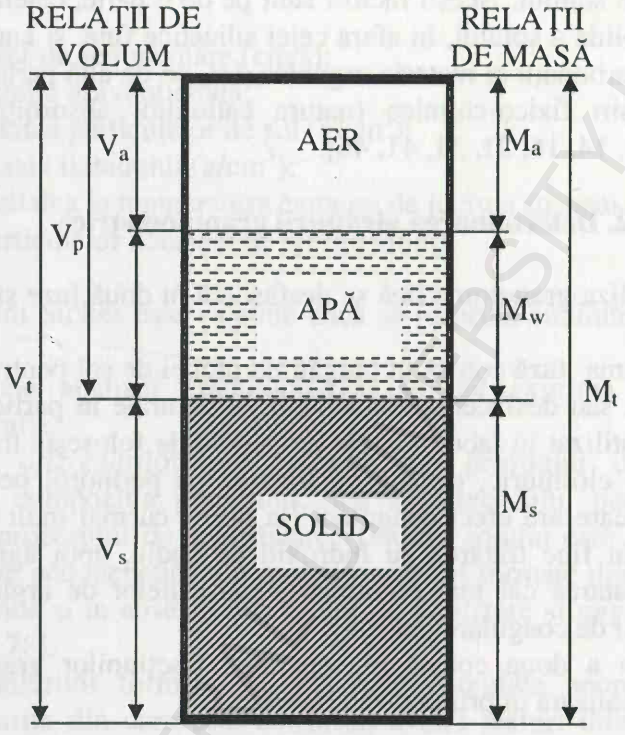


Fig. 1. Diagrama schematică a solului, ca sistem trifazic [9, 15, 114].

1.3. Proprietăţile fizice şi mecanice ale solului

1.3.1. Textura

Alcătuirea fazei solide a solului este destul de complexă din punct de vedere fizic, chimic şi mineralogic (fig. 2) [14].

Termenul de textură este utilizat în pedologie într-un sens destul de apropiat ca semnificaţie de cel de alcătuire granulometrică. Totuşi, la o analiză mai atentă, se poate face o uşoară deosebire între textura părţii silicatice fine (a pământului fin), noţiune într-adevăr identică cu cea de

alcătuire granulometrică, şi textura globală a solului, noţiune mai complexă determinată în principal de alcătuirea lui granulometrică la care se adaugă însă influenţa unor factori suplimentari care modifică întrucâtva comportarea solului. Aceşti factori sunt pe de o parte, celelalte componente ale părţii solide a solului, în afara celei silicatice fine, şi anume în principal scheletul, carbonaţii şi materia organică, iar, pe de altă parte, mineralogia şi unele însuşiri fizico-chimice (natura cationilor absorbiţi) ale fracţiunii argiloase [9, 14, 16, 21, 31, 41, 46].

1.3.2. Determinarea alcătuirii granulometrice

Analiza granulometrică se desfăşoară în două faze şi anume [16, 58, 64, 75, 84]:

- prima fază constă în pregătirea probei de sol pentru analize şi apoi în dispersia sau desfacerea elementelor structurale în particule elementare. Procedeul utilizat în laboratoarele de pedologie foloseşte tratarea probei de sol cu acid clorhidric, urmată de tratarea cu perhidrol pentru distrugerea humusului care are efect coagulant (la probe cu mai mult de 5 % materie organică), în fine tratarea cu hidroxid de sodiu, apoi agitare şi fierbere, pentru hidratarea cât mai puternică a particulelor de argilă şi înlăturarea fenomenului de coagulare [64, 84];
- faza a doua constă în separarea fracţiunilor granulometrice din suspensia realizată în prima fază [16, 58].

Fracţiunile cu diametrul între 2 şi 0,2 mm se separă prin cernere cu ajutorul unui set de site cu ochiuri de diverse diametre. În acest scop proba de sol dispersată se trece pe sită sub jet de apă [70, 114].

Fracţiunile granulometrice cu diametrul mai mic de 0,2 mm se separă prin metoda sedimentării în mediul lichid. În laboratoarele de pedologie se foloseşte metoda pipetării, iar în cele de geotehnică cea a areometrului. Metoda separării prin sedimentare se bazează pe faptul că viteza de cădere a particulelor într-un mediu lichid depinde de mărimea şi greutatea lor [114, 115].

La baza acestei metode stă legea lui Stokes bazată pe relaţia dintre diametrul particulelor şi viteza cu care cad acestea în suspensie [21]:

$$v = \frac{2}{9} \cdot g \cdot \frac{\rho_p - \rho_l}{\eta} \cdot r^2 \qquad (1)$$

unde:

v este viteza de sedimentare (cm/s);
g – acceleraţia gravitaţională;
ρ_p – densitatea particulelor de sol (g/cm^3);
ρ_l – densitatea lichidului (g/cm^3);
η – vâscozitatea la temperatura camerei de lucru a suspensiei (g/cm/s);
r – raza particulelor considerate sferice (mm).

Relaţia lui Stokes este valabilă dacă se respectă anumite condiţii de lucru.

Rezultatele analizei granulometrice se pot exprima tabelar (în procente) sau grafic.

Textura orizonturilor pedogenetice ale profilului de sol este determinată de compoziţia granulometrică a materialului parental şi de caracteristicile procesului de solidificare. Textura solului este uniformă în toate orizonturile pedogenetice ale profilelor de sol formate din materialele parentale uniforme şi în absenţa proceselor de argilizare şi migrarea argilei pe profil [9, 75, 78].

Profilul solurilor formate pe materiale parentale neomogene este stratificat, straturile din care este constituit având texturi diferite. Aceste soluri sunt răspândite îndeosebi în luncile şi văile râurilor [75, 115]. Prezenţa stratificaţiei în cadrul profilelor reduce circulaţia descendentă şi ascendentă a apei provenite din precipitaţii, irigaţii sau pânză freatică, măreşte capacitatea de reţinere a apei, determină o aeraţie deficitară mai ales în zona din apropierea limitelor dintre două straturi cu texturi diferite [21, 61, 62].

Exprimarea deosebirilor de alcătuire granulometrică dintre orizonturile pedogenetice din cadrul profilului de sol se face cu ajutorul indicelui de diferenţiere texturală (Idt) [65, 70, 84].

$$Idt = \frac{\arg(B)}{\arg(A)} \qquad (2)$$

BCU "ION CREANGĂ" UNIVERSITY LIBRARY

unde:

Idt este indice de diferenţiere texturală;

arg (A) – conţinutul de argilă din orizontul A (particule cu diametrul mai mic de 0,002 mm);

arg (B) – conţinutul de argilă din orizontul B sau E.

În funcţie de mărimea indicelui de diferenţiere texturală, solurile se grupează astfel [74]:

- soluri nediferenţiate textural (Idt < 1,2);
- soluri slab diferenţiate textural (Idt = 1,3 ÷ 1,5);
- soluri moderat diferenţiate textural (Idt = 1,6 ÷ 2,0);
- soluri puternic diferenţiate textural (Idt = 2,1 ÷ 2,5);
- soluri foarte puternic diferenţiate textural (Idt > 2,6).

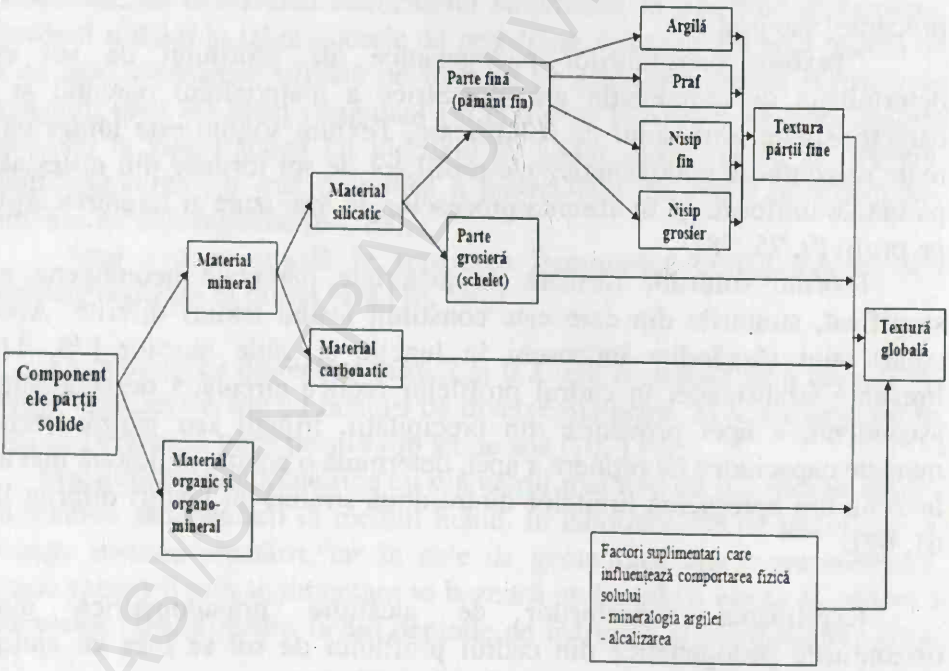


Fig. 2. Principalele componente ale părţii solide a solului [14].

Diferenţierea texturală a solurilor se face cu ajutorul indicelui menţionat conform scării redate în tabelul 1 [114, 115].

BCU IASI / CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 1.
Clasificarea solurilor după indicele de diferenţiere texturală pe profil [114, 115].

Nr. crt.	Apreciere	Valorile Idt
1.	Sol nediferenţiat textural	sub 1,3
2.	Sol slab diferenţiat textural	1,3 ÷ 1,5
3.	Sol mediu diferenţiat textural	1,6 ÷ 2,0
4.	Sol puternic diferenţiat textural	2,1 ÷ 2,5
5.	Sol foarte puternic diferenţiat textural	peste 2,5

1.3.2.1. Clasificarea şi caracterizarea fracţiunilor granulometrice

Până în prezent nu există un sistem de definire a fracţiunilor granulometrice, adică o scară de dimensiuni ale particulelor elementare de sol, unanim acceptată [114, 115].

Pentru definirea texturii solului, particulele elementare de sol sunt grupate, în funcţie de mărimea lor, în mai multe categorii denumite fracţiuni granulometrice. Principalele fracţiuni granulometrice sunt cele de nisip, praf şi argilă [86, 88].

Încadrarea comparativă a unui sol dat într-o clasă texturală pe baza diferitelor clasificări este destul de dificil de realizat deoarece limitele dintre clase se întrepătrund frecvent. În cele mai multe cazuri clasificările străine recunosc o limită între texturile mijlocii şi cele grele ceva mai coborâtă decât clasificarea I.C.P.A. (şi clasificarea Kacinski cu care aceasta se corelează).

Sistemul I.C.P.A. (Institutul Naţional de Cercetare - Dezvoltare pentru Pedologie Agrochimie şi Protecţia Mediului Bucureşti) recunoaşte şase clase texturale ale pământului fin, subdivizate în 23 de subclase (tab. 2) [109, 110].

Clasa texturală din care face parte un sol se stabileşte comform tabelului 2 sau pe baza unei diagrame triunghiulare (fig. 3) [109].

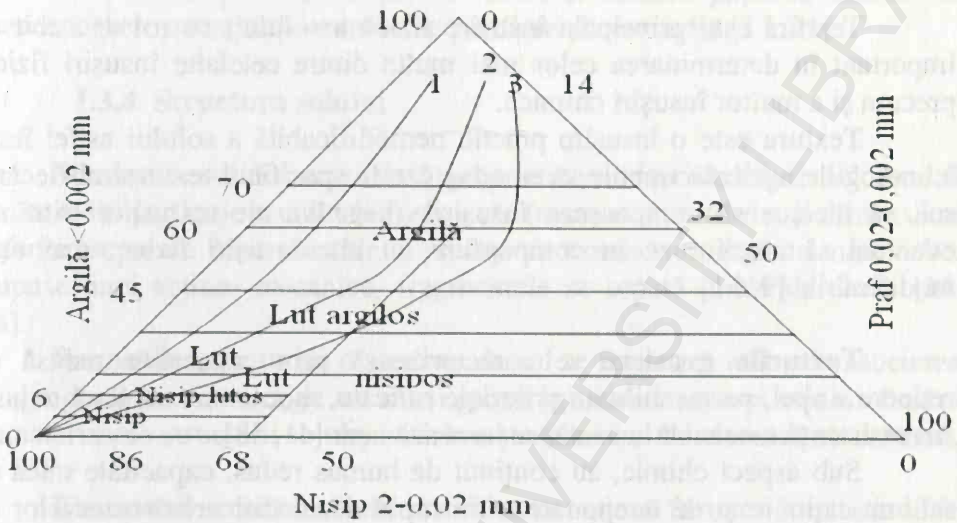
În România, solurile agricole şi mai ales cele arabile se caracterizează prin predominarea texturilor fine atât în stratul arat cât şi pe ansamblul profilului (tab. 3) [109].

Tabelul 2.

Clasificarea texturală a pământului fin al solurilor [109, 110].

Nr. crt.	Grupe de clase, clase şi subclase texturale ale pământului fin	Conţinutul (% din material silicatic) de		
		Argilă sub 0,002 mm	Praf 0,02 ÷ 0,002 mm	Nisip 2 ÷ 0,02 mm
1.	**Granulometrie grosieră**			
	Nisip	Sub 6	Sub 33	Peste 62
	Nisip lutos	6 ÷ 12	Sub 33	56 ÷ 94
2.	**Granulometrie mijlocie**			
	Lut nisipos mediu	13 ÷ 20	Sub 33	48 ÷ 87
	Lut nisipos prăfos	Sub 20	33 ÷ 50	30-67
	Praf	Sub 20	Peste 50	Sub 50
3.	**Lut**			
	Lut nisipo-argilos	21 ÷ 32	Sub 15	54 ÷ 70
	Lut mediu	21 ÷ 32	15 ÷ 32	23 ÷ 52
	Lut prăfos	21 ÷ 32	33 ÷ 70	Sub 47
4.	**Granulometrie fină**			
	Argilă nisipos	33 ÷ 45	Sub 15	41 ÷ 67
	Lut argilos mediu	33 ÷ 45	15 ÷ 32	23 ÷ 52
	Lut argilo-prăfos	33 ÷ 45	33-67	Sub 35
5.	**Argilă**			
	Argilă lutoasă	46 ÷ 60	Sub 33	8 ÷ 32
	Argilă prăfoasă	46 ÷ 60	33 ÷ 54	Sub 22
	Argilă medie	61 ÷ 70	Sub 40	Sub 40
	Argilă fină	Peste 70	Sub 30	Sub 30

BCU IASI - TEHNICAL UNIVERSITY LIBRARY



1 - texturi extrem de nisipoase;
2 - texturi echilibrate;
3 - texturi extrem de prăfoase.

Fig. 3. Triunghiul texturii [110].

Tabelul 3.

Clasificarea solurilor după conţinutul de schelet [109].

Nr. crt.	Grupe de clase şi clase de conţinut de schelet	Conţinut de schelet (% din volumul total al solului)
1.	**Soluri neschelетice**	
	Sol fără schelet	Sub 6
	Sol slab scheletic	6 ÷ 25
2.	**Soluri scheletice**	
	Sol moderat scheletic	26 ÷ 50
	Sol puternic scheletic	51 ÷ 75
	Sol excesiv scheletic	76 ÷ 90
3.	**Pietrişuri şi roci compacte fisurate (permeabilă)**	Peste 90

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

1.3.3. Influenţa texturii asupra poluării solului

Textura este principala însuşire fizică a solului, cu rol deosebit de important în determinarea celor mai multe dintre celelalte însuşiri fizice, precum şi a multor însuşiri chimice.

Textura este o însuşire practic nemodificabilă a solului astfel încât tehnologiile agricole trebuie să se adapteze la specificul textural al fiecărui sol, să încerce să compenseze însuşirile negative ale texturilor extreme, eventual să amelioreze în compensare cu alte însuşiri fizice, mai uşor modificabile [9, 51].

Texturile grosiere se caracterizează prin capacitate redusă de reţinere a apei, permeabilitate şi aeraţie ridicate, ascensiune capilară redusă. Au rezistenţă mecanică scăzută, se lucrează uşor [41, 58].

Sub aspect chimic, au conţinut de humus redus, capacitate mică de schimb cationic şi de tamponare, ritm rapid de modificare a rezervelor de elemente, suferă mai frecvent decât alte soluri de carenţe ale unor micro elemente. Dinamica proceselor microbiologice, mai ales a celor aerobe şi de mineralizare a materiei organice, este accentuată [70].

Solurile cu textură grosieră pot fi mai rezistente la eroziunea de suprafaţă prin apă, dar sunt puternic afectate de eroziunea eoliană [86, 88].

Solurile cu **texturi mijlocii** sunt relativ sensibile la eroziunea de suprafaţă [31, 88].

Dintre solurile cu texturi mijlocii, caracteristicile pozitive cele mai bine exprimate se găsesc luturile nisipoase şi la unele luturi, cu mai puţin de 24-25 % argilă. În raport cu ponderea prafului şi a nisipului se semnalează unele caracteristici specifice [9, 16]. Astfel, luturile prăfoase sunt cu deosebire sensibile la formare a crustei şi la eroziune. Luturile nisipoase grosiere şi mai ales luturile argilo-nisipoase grosiere sunt foarte susceptibile la compactare având şi în condiţii naturale valori mari ale densităţii aparente şi ale gradului de tasare şi valori mici al porozităţii totale. În acord cu acestea au capacitate de reţinere a apei accesibile plantelor şi permeabilitate mai scăzute, aeraţie adesea deficitară şi însuşiri mecanice mai puţin favorabile, îndeosebi coeziune şi rezistenţă la rate mai mari, mai ales la umiditate scăzută [109, 115].

Solurile cu texturi fine se caracterizează prin cantităţi mari şi foarte mari de apă inaccesibilă, însuşiri mecanice şi termice puţin favorabile, se lucrează greu, au capacitate mare de gonflare şi contracţie [17, 21].

1.3.4. Structura solului

Structura solului reprezintă proprietatea materialului de sol de a fi alcătuit din particule reunite în fragmente (agregate) de forme şi dimensiuni diferite, separate între ele prin suprafeţe de contact cu legături mai slabe. Supuse unei acţiuni mecanice, fragmentele se separă unele de altele [14, 58].

Formaţiile structurale complexe de sol se formează atât prin asocierea şi agregarea particulelor de sol cât şi prin fragmentarea masei solului. Pentru caracterizarea structurii solului se foloseşte termenul de **element structural.**

Elementul structural este o unitate complexă formată în procesul de pedogeneză, alcătuită din mai multe particule primare şi/sau microagregate de sol alipite sub acţiunea unui agent de agregare sau rezultată din fragmentarea solului [9, 16, 58].

Microagregatele sunt unităţi structurale care au diametrul mai mic de 0,2-0,25 mm, fiind alcătuite din domenii, particule elementare şi substanţe de aglutinare-cimentare (fig. 4) [9, 84, 88].

Domeniile sunt agregate microscopice cu dimensiuni mai mici de 0,0005 mm şi formate din particule minerale unite între ele prin intermediul coloizilor organici şi/sau minerali [9, 16, 41].

Conceptul de structură nu este încă clar definit. În figura 5 se prezintă o sinteză a punctelor de vedere posibile privind definirea şi conţinutul noţiunii de structură a solului [14, 58, 61, 65].

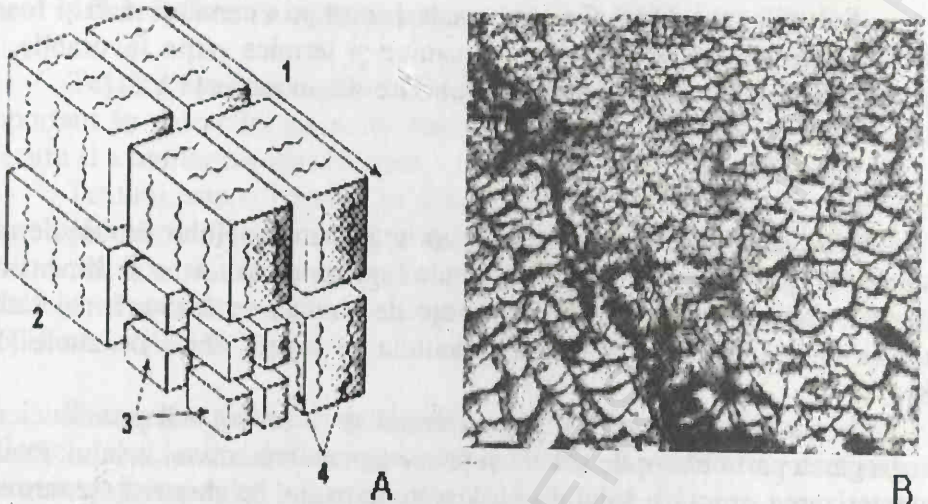


Fig. 4. Alcătuirea unei unităţi structurale [9]: A: 1 macroagregate cu diametrul >250μm; 2 microagregate cu diametrul = 60 ÷ 250μm; 3 domenii cu diametrul < 60μm; 4 rădăcini fine şi micelii; B: agregate structurale formate prin fragmentare.

1.3.4.1. Indicii care caracterizează structura solului

Rezultatele analizelor privind alcătuirea structurală a solului se pot exprima tabelar, indicând procentul diferitelor clase de elemente structurale (60-40-15-5-2-1 mm, sunt dimensiunile utilizate de I.C.P.A. pentru eliminarea claselor de elemente structurale). Pentru prezentarea rezultatelor într-o cifră unică, se utilizează **diametrul mediu al diferitelor clase de elemente structurale.** Se poate calcula **diametrul mediu ponderat,** sau **diametrul mediu geometric.** Primul indice se calculează cu formula [14, 16, 46]:

$$DMP = \frac{\sum (pi \cdot di)}{100} \quad [mm] \qquad (3)$$

unde:

DMP este diametrul mediu ponderat (mm);

pi – conţinutul procentual al fiecărei clase de elemente structurale (%);

di – diametrul mediu al fiecărei clase de elemente structurale (mm).

O importanţă deosebită prezintă stabilirea elementelor structurale la acţiunea apei sau **hidrostabilitatea structurală**. Aceasta reprezintă un alt parametru de caracterizare a structuri solului. Exprimarea rezultatelor analizei de hidrostabilitate structurală se face sub formă tabelară, prin conţinutul procentual al elementelor de diferite dimensiuni, sau sub formă de indici [86]:

$$I_1 = \frac{\textit{elemente structurale hidrostabile peste 2 mm diametru}}{\textit{elemente structurale hidrostabile cu diametrul 2 - 0,5 mm}} \quad (4)$$

$$I_2 = \frac{\textit{elemente structurale hidrostabile cu diametrul 2 - 1 mm}}{\textit{elemente structurale hidrostabile sub 1 mm diametru}} \quad (5)$$

$$I_3 = \frac{\textit{elemente structurale hidrostabile sub 1 mm diametru}}{\textit{elemente structurale hidrostabile peste 0,25 mm diametru}} \quad (6)$$

Rezultatele analizei de hidrostabilitate se pot exprima şi prin **factorul de dispersie** (după Kacinski), care se calculează cu formula:

$$K_d = \frac{a}{b} 100 \quad (\%) \quad (7)$$

unde:

K_d este factorul de dispersie (%);

a – conţinutul de microagregate hidrostabile cu diametrul sub 0,001 mm, obţinut la analiza microstructurală (%);

b – conţinutul de particule elementare cu diametrul sub 0,001 mm obţinut la analiza granulometrică (%).

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

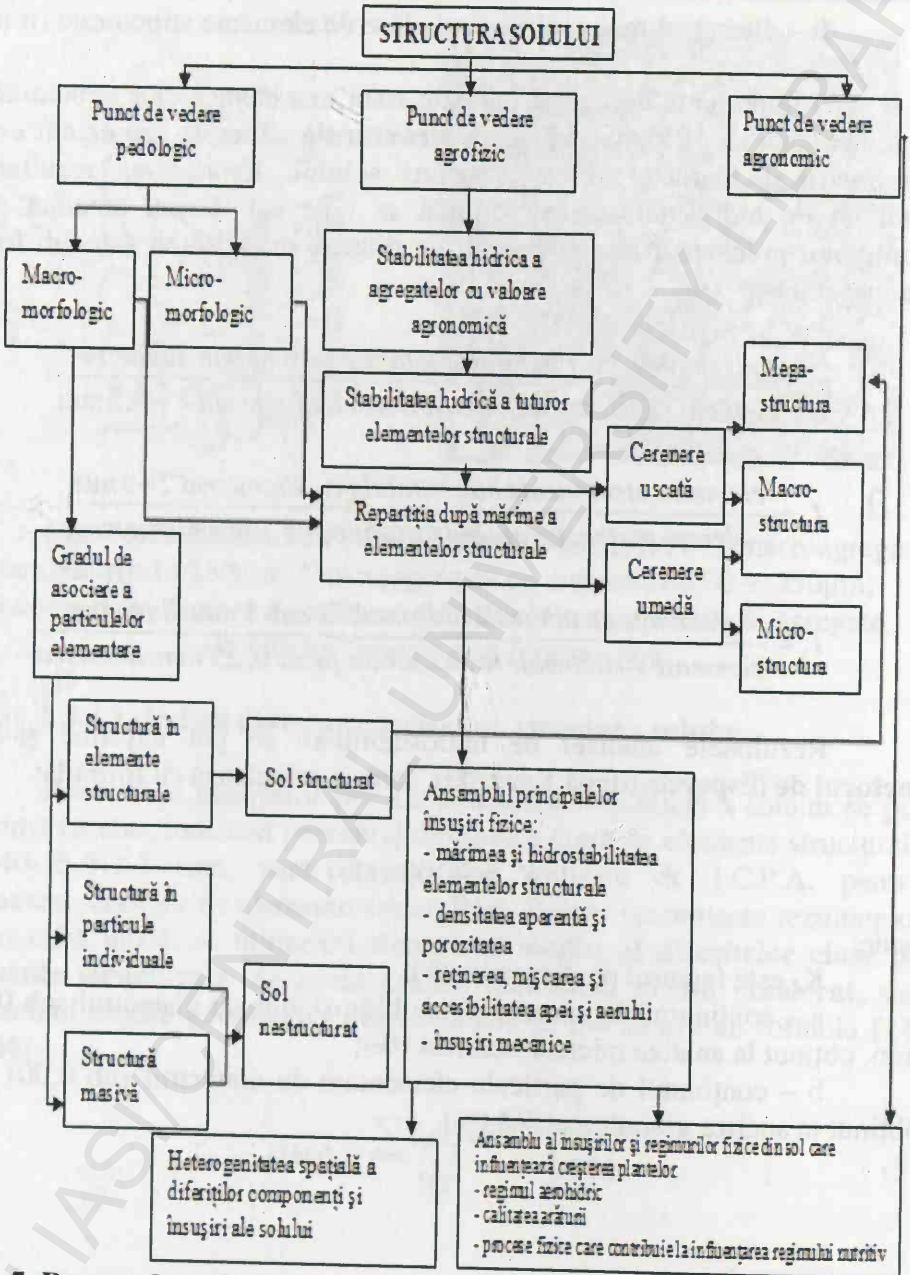


Fig. 5. Puncte de vedere posibile privind definirea și conținutul noțiunii de structură a solului [16].

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Un alt indice sintetic este indicele de instabilitate structurală, care se calculează cu formula [86, 88]:

$$Is = \frac{K}{Hs - 0,9 \cdot n_g} \qquad (8)$$

unde:

Is este indice de instabilitate structurală;
K – dispersia (%);
Hs – hidrostabilitatea agregatelor (%);
n_g – conţinutul de nisip grosier (%).

1.3.4.2. Influenţa structurii asupra poluării solului

Procesele care participă la formarea structurii pot fi grupate, mai mult sau mai puţin convenţional, în trei categorii: coagularea coloizilor, aglutinarea particulelor elementare, legarea particulelor aglutinate (fig. 6) [9, 16, 86].

Degradarea structurii solului: apare imediat după luarea în cultură a solului, chiar în condiţiile agriculturii extensive, nemecanizate şi nechimizate. Degradarea solului este astfel, în anumite limite, ca şi scăderea conţinutului de humus de altfel, un fenomen inerent luării în cultură a solului (fig. 7) [16, 21, 31].

Sub aspect morfologic, procesele de degradare a structurii pot conduce la formarea structurii cu particule individuale, nereunite în elemente structurale, sau a structurii masive, cu particule elementare reunite într-o masă nedivizibilă în elemente structurale. Altă situaţie este formarea unei structuri elementare de diferite forme şi dimensiuni, dar fără valoare agronomică, cu porozitate insuficientă, coezive, dar cu slabă stabilitate hidrică [64, 78].

Un proces de degradare fizică a solului care reprezintă de fapt o formă de destructurare este formarea crustei, proces cu implicaţii negative. Ea este frecventă pe soluri cu textură mijlocie-grosieră cu conţinut ridicat de praf şi sărace în humus. În funcţie de aceste însuşiri este definit indicele de formare a crustei [62, 64]:

$$Ifc = \frac{1,5 \cdot p_{mf} + 0,75 \cdot p_g}{A + 10 \cdot H} \quad (9)$$

unde:

Ifc este indicele de formare a crustei;
p_{mf} - conţinutul de praf fin şi mijlociu (%);

p_g - conţinutul în praf grosier (%);
A - conţinutul de argilă (%);
H - conţinutul de humus (%).

Crusta se formează pe solurile susceptibile la acest proces de degradare sub acţiunea directă a picăturilor de ploaie, în special a celor care au energie cinetică mare. Formarea crustei poate avea loc numai dacă ploaia cade pe sol neprotejat de vegetaţie şi cu deosebire dacă solul a fost recent prelucrat mecanic, având alcătuirea structurală caracterizată prin conţinut ridicat de elemente structurale de dimensiuni reduse (prăfuirea solului) [14, 64, 78].

Pentru principalele soluri din România s-a realizat o evaluare a suprafeţelor arabile cu soluri susceptibile la formarea crustei (tab. 4) [16].

Tabelul 4.

Suprafeţe de terenuri arabile în România cu soluri susceptibile la formarea crustei (%din suprafaţa arabilă)[16].

Nr. crt.	Susceptibilitatea la formarea crustei	%
1.	Nesusceptibile	55
2.	Susceptibile din care: - foarte slab susceptibile - slab susceptibile - moderat şi puternic susceptibile	45 22 15 8

BCU IASI CENTRALA UNIVERSITY LIBRARY

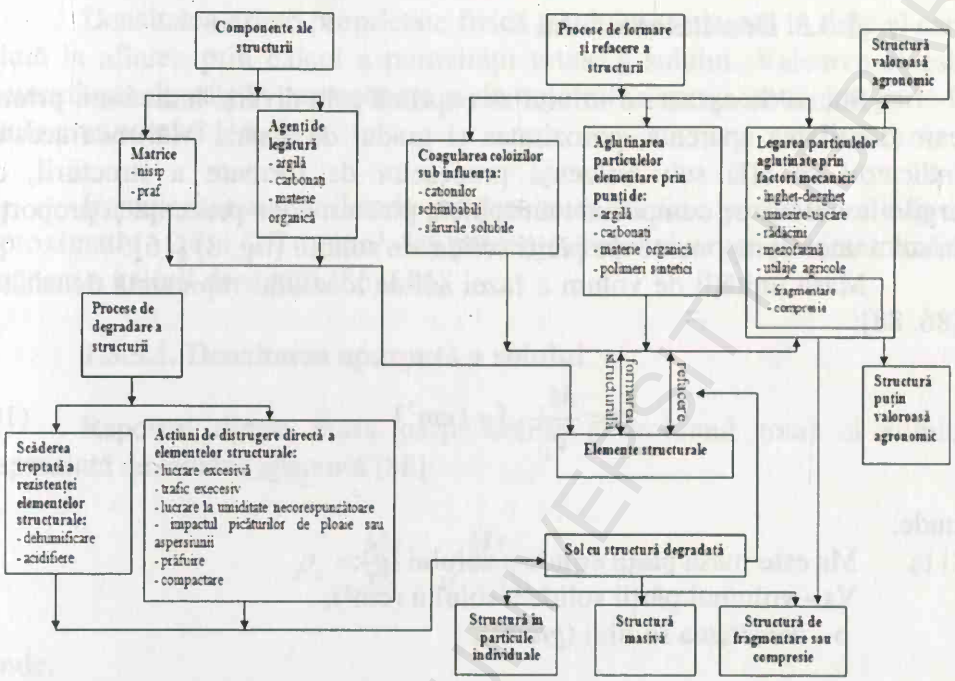


Fig. 6. Reprezentarea schematică a proceselor de formare a solului [16, 86].

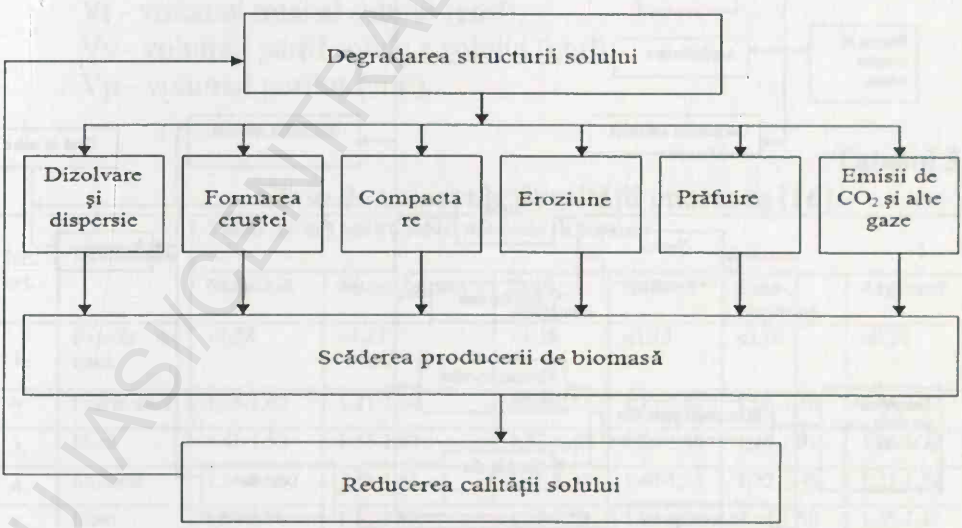


Fig. 7. Efectele degradării structurii solului asupra calității acestuia [21, 31].

1.3.5. Densitatea solului

Starea de aşezare a solului se exprimă prin diverşi indicatori, printre care densitatea aparentă, porozitatea şi gradul de tasare. Mărimea acestor indicatori se află sub influenţa proceselor de formare a structurii, de argiloiluviere şi de compactare antropică, precum şi de prezenţa şi proporţia în sol a unor componente ale părţii solide ale solului (fig. 8) [16].

Masa unităţii de volum a fazei solide a solului reprezintă densitatea [86, 88]:

$$\rho = \frac{M_s}{V_s} \quad [g / cm^3] \qquad (10)$$

unde:

Ms este masa părţii solide a solului (g);
Vs - volumul părţii solide a solului (cm^3);
ρ - densitatea solului (g/cm^3).

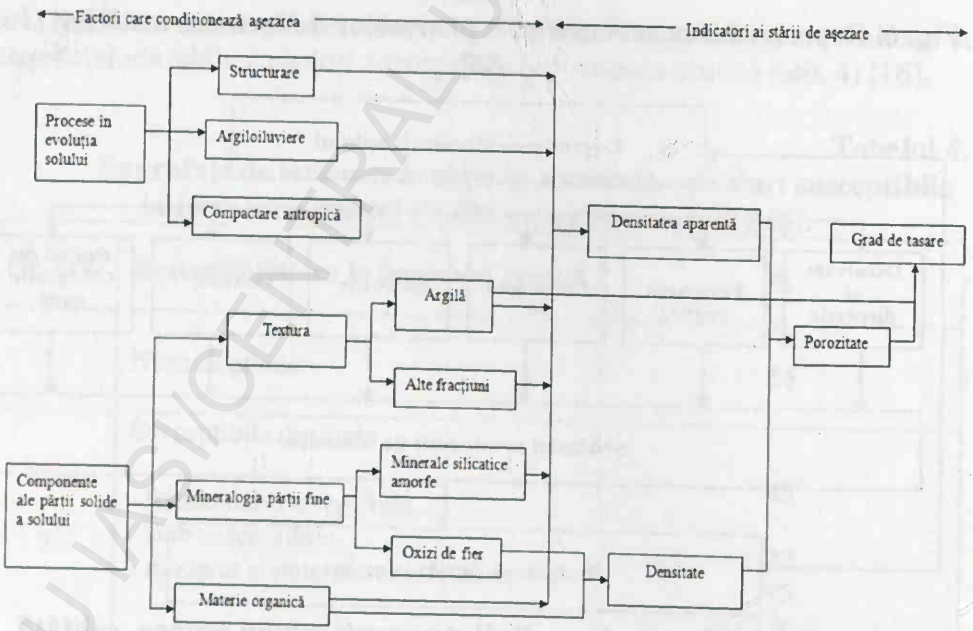


Fig. 8. Schema generală privind starea de aşezare a solului [16].

Densitatea este o proprietate fizică a solului constantă în timp şi care ajută la aflarea prin calcul a porozităţii totale a solului. Valoarea ei este determinată de părţile componente şi de raportul în care acestea iau parte la alcătuirea solului [16, 51].

În majoritatea tipurilor de sol densitatea medie a particulelor este de aproximativ 2,6 ÷ 2,7 g/cm³, iar prezenţa materiei organice determină o scădere a valorii densităţii [86, 114].

1.3.5.1. Densitatea aparentă a solului

Raportul dintre masa părţii solide şi volumul total al solului reprezintă densitatea aparentă [88]:

$$\rho_a = \frac{Ms}{Vt} = \frac{Ms}{Vs + Vp} \quad [g / cm^3] \qquad (11)$$

unde:

ρ_a este densitatea aparentă (g/cm³);
Ms - masa părţii solide a solului (g);
Vt - volumul total al solului (cm³);
Vs - volumul părţiI solide a solului (cm³);
Vp - volumul porilor (cm³).

Tabelul 5.

Clase de valori ale densităţii aparente [16].

Nr. crt.	Denumirea	Valori (g/cm³) pentru soluri minerale cu textura:					
		Nisipoasă	Nisipo-lutoasă	Luto-nisipoasă	Lutoasă	Luto-argiloasă	Argiloasă
1.	Extrem de mică	<1,28	<1,21	<1,18	<1,13	<1,05	<0,94
2.	Foarte mică	1,28-1,40	1,21-1,34	1,18-1,31	1,13-1,25	1,05-1,18	0,94-1,07
3.	Mică	1,41-1,53	1,35-1,47	1,32-1,45	1,26-1,39	1,19-1,31	1,08-1,20
4.	Mijlocie	1,54-1,66	1,48-1,61	1,46-1,58	1,40-1,53	1,32-1,45	1,21-1,34
5.	Mare	1,67-1,79	1,62-1,75	1,59-1,72	1,54-1,66	1,46-1,58	1,35-1,47
6.	Foarte mare	>1,79	>1,75	>1,72	>1,66	>1,58	>1,47

Densitatea aparentă (tab. 5) este afectată de structura solului, de dispersia sau gradul de compactitate, ca şi de caracteristicile de gonflare şi contracţie, care depind de umiditate. Indiferent cât de compacte sunt solurile, particulele solide nu se pot îmbina perfect şi solul rămâne ca un corp poros, niciodată complet impermeabil [16].

1.3.6. Volumul specific al solului

Uneori se utilizează pentru caracterizarea stării de aşezare a solului, volumul specific [16, 21, 86]:

$$V_{sp} = \frac{V_t \cdot 100}{M_s} = \frac{1}{\rho_a} \cdot 100 \quad [g / cm^3] \qquad (12)$$

unde:

V_{sp} este volumul specific al solului (g/cm³);
Vt – volumul total al solului (cm³);
Ms – masa părţii solide a solului (g);
ρ_a – densitatea aparentă a solului (g/cm³).

1.3.7. Porozitatea sau spaţiul lacunar al solului

Starea de aşezare a particulelor solide ale solului se poate exprima nu numai prin densitatea aparentă sau volumul specific, ci şi prin porozitatea totală, care este volumul total al porilor exprimat în procente din unitatea de volum a solului [86, 88]:

$$PT = \frac{Vp}{Vt} \cdot 100 = \frac{Vp}{Vs + Vp} \cdot 100 = (1 - \frac{\rho_a}{\rho}) \cdot 100 \quad (\%) \qquad (13)$$

unde:

PT este porozitatea totală (%);
Vp - volumul porilor din sol (cm³);
Vs - volumul părţii solide a solului (cm³);
ρ - densitatea solului (g/cm³);

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

ρ_a - densitatea aparentă a solului (g/cm³).

Porozitatea totală este un indice al volumului relativ al porilor solului. Valoarea sa este în general de 30 ÷ 60 %. Solurile cu textură grosieră tind să fie mai puţin poroase decât cele cu textură fină. În solurile argiloase, porozitatea este foarte variabilă, după cum solul se umflă, se contractă, se agregă, se dispersează, se compactează sau se crapă [16, 21, 88].

Porozitatea totală a unui sol poate fi apreciată utilizând clasele de valori prezentate în tabelul 6.

Valorile porozităţii totale depind de aceeaşi factori care determină şi valorile densităţii şi ale densităţii aparente. În solurile minerale, cele mai răspândite, unde densitatea este foarte puţin variabilă, porozitatea totală va depinde numai de densitatea aparentă [78, 86].

Valorile porozităţii totale cresc simţitor pe măsură ce creşte conţinutul de materie organică. Ele sunt de ordinul a 60-70 % în solurile organo-minerale (soluri de sere sau pajişti din zonele umede) şi pot ajunge la peste 80 % în turbe. Valorile asemănătoare se întâlnesc în solurile cu materiale silicatice amorfe [75, 84].

Porozitatea totală dă indicaţii importante în legătură cu multe însuşiri ale solului. Valori mari ale ei indică o capacitate ridicată de reţinere a apei, permeabilitate mare şi aeraţie bună, dar uneori valori reduse ale portanţei [86, 88].

Tabelul 6.

Clase de valori ale porozităţii totale [16].

Nr. crt.	Aprecierea	Valorile (%) pentru soluri minerale cu textură					
		Nisipoasă	Nisipo-argiloasă	Luto-nisipoasă	Lutoasă	Luto-argiloasă	Argiloasă
1.	Extrem de mare	>53	>55	>56	>58	>61	>65
2.	Foarte mare	49 ÷ 53	51 ÷ 55	52 ÷ 56	54 ÷ 58	57 ÷ 61	61 ÷ 65
3.	Mare	44 ÷ 48	46 ÷ 50	47 ÷ 51	49 ÷ 53	52 ÷ 56	56 ÷ 60
4.	Mijlocie	39 ÷ 43	41 ÷ 45	42 ÷ 46	44 ÷ 48	47 ÷ 51	51 ÷ 55
5.	Mică	34 ÷ 38	36 ÷ 40	37 ÷ 41	39 ÷ 43	42 ÷ 46	46 ÷ 50
6.	Foarte mică	<34	<36	<37	<39	<42	<46

1.3.8. Cifra porilor solului

O alta formă de exprimare a porozităţii este aceea de a raporta volumul porilor la volumul părţii solide a solului, indicator denumit cifra porilor [14]:

$$e = \frac{Vp}{Vs} \tag{14}$$

unde:

e este cifra porilor;
Vp - volumul porilor (cm³);
Vs - volumul părţii solide (cm³).

Transformarea porozităţii totale (PT) în cifra porilor şi invers se poate face cu formulele:

$$e = \frac{PT}{100 - PT}$$

şi (15)

$$PT = \frac{e \cdot 100}{1 + e}$$

Cifra porilor este indicele preferat în general în ingineria solului şi în mecanica solului, în timp ce porozitatea solului este un indice preferat în fizica solurilor agricole. În general, "e" variază între 0,3 şi 2 [9, 14, 88].

1.3.8.1. Forma şi mărimea porilor

Porii solului se deosebesc între ei prin mărime, caracteristică mult diferită de la un sol la altul şi cu o importanţă deosebită asupra însuşirilor fizice ale solului. Repartiţia porilor după mărime este o rezultantă a stării de aşezare mai importantă în unele situaţii decât porozitatea totală [9, 14].

Volumul porilor de diferite dimensiuni se determină pe baza curbei caracteristice a umidităţii (curba de sucţiune). Acceptând în mod

BCU IASI / CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

convenţional că porii au formă cilindrică regulată, între raza lor şi sucţiune există relaţia [12]:

$$H_a = \frac{2 \cdot \sigma \cdot \cos\theta}{\rho_{H_2O} \cdot g \cdot r_p} \quad [mH_2O] \qquad (16)$$

unde:

H_a este sucţiunea apei solului (m coloana de apă);
σ - tensiunea superficială a apei (mJ/m^2);
θ - unghiul de contact sol - apă;
ρ_{H2O} - densitatea apei (g/cm^3);
g - acceleraţia gravitaţională (m/s^2);
r_p - raza porilor (m).

Se constată că în solurile minerale, pe măsură ce textura devine mai fină, scade volumul porilor grosieri şi creşte cel al porilor mijlocii şi fini. La solurile organice, predomină porii cu diametrul mai mic de 30 µm. Reducerea porozităţii totale ca urmare a procesului de argiloiluviere, ca şi a celui de compactare antropică, se manifestă prin scăderea volumului porilor grosieri şi mijlocii, însoţită de o oarecare creştere a volumului porilor fini [114, 115].

Se deosebesc în principal două categorii de porozitate: macroporozitatea şi microporozitatea, delimitate prin diametrul porilor de 50 µm respectiv prin secţiunea de 60 cm coloană de apă (pF = 1,8). Prin porii mai mari de 50 µm circulă în sol apa liberă şi se asigură aeraţia solului, iar în porii cu diametrul sub 50 µm se reţine apa solului [86].

1.3.9. Porozitatea drenantă, utilă şi inactivă

O clasificare ceva mai detaliată distinge trei categorii de porozitate: **porozitatea drenantă**, constituită din porii mari având diametrul peste 10 - 30 µm (diametrul de 30 µm se foloseşte pentru solurile cu textura grosieră, iar cel de 10 µm pentru solurile cu textura mijlocie şi fină) şi care este ocupată de apa în exces sau de aer; **porozitatea utilă** constituită din porii cu dimensiuni mijlocii având diametrul între 0,2 şi 10 - 30 µm, în care se reţine fie apa mobilă, fie aer, **porozitatea inactivă**, sub 0,2 µm diametru

al porilor, reprezintă porii cei mai mici în care se reţine apa inaccesibilă plantelor, puţin mobilă, care numai rareori se pierde din sol [16, 86, 88].

Cele trei componente ale porozităţii totale pot fi calculate, în absenţa curbei de sucţiune, folosind indicii hidrofizici care corespund, cu o anumită aproximaţie, unor valori date ale sucţiunii. Formulele de calcul folosite sunt [9, 14, 16]:

$$\begin{aligned} PD &= PT - CC \cdot \rho_a \quad [\%] \\ PU &= (CC - CO) \cdot \rho_a = CU \cdot \rho_a \quad [\%] \\ PI &= CO \cdot \rho_a \quad [\%] \end{aligned} \tag{17}$$

unde:

PD este porozitatea drenantă (%);
PU - porozitatea utilă (%);
PI - porozitatea inactivă (%);
PT - porozitatea totală (%);
CC - capacitatea de câmp (%);
CO - coeficientul de ofilire (%);
CU - capacitatea de apă utilă (%);
ρ_a - densitatea aparentă (g/cm^3).

Porozitatea drenantă constituie un indice important pentru aprecierea solurilor cu exces de umiditate, adică a permeabilităţii acestora pentru instalarea şi funcţionarea eficientă a drenurilor tubulare. Interpretarea valorilor porozităţii drenante se face conform tabelului 7 [110]:

Tabelul 7.

Clase de valori ale porozităţii drenante [110].

Nr. crt.	Aprecierea	Valori (%)
1.	Extrem de mică	< 6
2.	Foarte mică	6 ÷ 10
3.	Mică	11 ÷ 15
4.	Mijlocie	16 ÷ 22
5.	Mare	23 ÷ 30
6.	Foarte mare	> 30

Apropiată de porozitatea drenantă este noţiunea de porozitate de aeraţie. Ea se defineşte drept volumul de pori rămaşi fără apă (deci ocupaţi cu aer) în situaţia în care umiditatea solului este egală cu capacitatea de apă freatică (în soluri cu adâncime redusă a apei freatice) sau cu capacitatea capilară de discontinuitate texturală (în soluri cu apă freatică suficient de adâncă, dar cu profil textural neomogen). Se poate scrie [88, 115]:

$$PA = PT - (CCPF \ sau \ CCPD) \cdot \rho_a \quad [\%] \qquad (18)$$

unde:

PA este porozitatea de aeraţie (%);

PT- porozitatea totală (%);
CCPF - capacitatea capilară de apă freatică (%);
CCPD - capacitatea de apa capilară de discontinuitate texturală (%);
ρ_a - densitatea aparentă (g/cm³).

În solurile neafectate de prezenţa apei sau a discontinuităţilor texturale pe profil, cele două noţiuni sunt de fapt identice. În caz contrar, porozitatea de aeraţie este mai mică decât porozitatea drenantă.

În cazul solurilor structurale, legat de porozitate se disting două zone de porozitate: **porozitatea elementelor structurale şi porozitatea dintre elementele structurale.** Unele determinări arată ca la valori ale porozităţii totale situate între 40 % şi 50 %, porozitatea agregatelor reprezintă de regulă 35 ÷ 40 % (adică 80 ÷ 85 % din total), iar porozitatea dintre agregate reprezintă 5 ÷ 10 % (adică 15 ÷ 20 % din total) [86, 88].

O altă problemă în legătură cu porozitatea este aceea a **continuităţii porilor.** În lipsa unei continuităţi a porilor, circulaţia apei şi a aerului în sol este relativ redusă, chiar dacă valoarea porozităţii totale este mare [9, 16].

1.3.10. Gradul de tasare al solului

Un alt indicator al stării de aşezare, utilizat în fizica solului, este gradul de tasare, care poate fi calculat cu formula [16]:

$$GT = \frac{(PMN - PT)\cdot 100}{PMN} \quad [\%] \qquad (19)$$

unde:

GT este gradul de tasare (%);
PMN - porozitatea minim necesară (%), (PMN = 45 + 0,163A);
PT - porozitatea totală (%);
A - conţinutul de argilă sub 0,002 mm (%).

Prin porozitatea minim necesară se înţelege valoarea minimă a porozităţii totale, care la un conţinut de argilă dat, poate asigura în sol condiţii fizice satisfăcătoare. Scara de interpretare a valorilor gradului de tasare este reprezentată în tabelul 8 [110]:

Tabelul 8.

Clase de valori ale gradului de tasare [110].

Nr. crt.	Grad de tasare (apreciere)	Valori (%)
1.	Extrem de mic (sol foarte afânat)	< -17
2.	Foarte mic (sol moderat afânat)	-17...-10
3.	Mic (slab afânat)	-9...0
4.	Mijlociu (sol slab tasat)	1..10
5.	Mare (sol moderat tasat)	11...18
6.	Foarte mare (sol puternic tasat)	> 18

1.3.11. Compactarea solului

Prin compactarea (tasarea) solului se înţelege procesul în urma căruia densitatea aparentă a acestuia creşte peste valori normale, respectiv porozitatea totală scade sub valori normale (conform tab. 7 şi tab. 8).

După origine se deosebesc soluri cu compactare naturală şi artificială [9, 21, 31].

Compactarea naturală se datorează unor factori sau procese pedogenetice. Cazul cel mai răspândit este cel al procesului de argiloiluviere, specific solurilor brune luvice, luvisolurilor şi altor tipuri genetice de sol, în urma căruia se compactează, adesea foarte puternic, orizonturile inferioare [78, 86, 88].

Compactarea artificială (antropică) apare ca urmare a traficului exagerat, neraţional, efectuat pe teren pentru lucrări agricole, de transport, hidroameliorative sau de altă natură [31, 41, 58].

Intensitatea compactării de origine antropică depinde de o serie de factori. Unii dintre aceştia aparţin solului, şi anume: alcătuire granulometrică neechilibrată, structură nestabilă, conţinut redus de humus etc. Alţii depind de elemente ale sistemului de maşini şi ale tehnologiilor de mecanizare. Astfel, compactarea este favorizată de folosirea utilajelor cu masă mare şi presiune mare pe sol, de creşterea numărului de treceri pe sol,

de creşterea presiunii în pneuri, şi în mare măsură de executarea lucrărilor şi traficului pe solul umed [46, 51, 86].

Se distinge, din alt punct de vedere, **compactarea de adâncime** care afectează orizonturile subarabile ale solului (peste cca 40 cm), **compactarea de mică adâncime** imediat sub stratul arat şi **compactarea de suprafaţă,** manifestată la nivelul stratului arat.

Unii autori disting de asemenea **compactarea primară**, specifică unor soluri care nu au fost anterior afânate prin lucrări, şi **compactarea secundară** sau **recompactarea** care constă în revenirea la stare tasată a unor soluri iniţial compacte apoi afânate prin lucrări mecanice. Într-un sens similar se poate vorbi despre un proces de **reafânare**, termen prin care înţelegem refacerea prin lucrări mecanice sau prin alte căi a stării de afânare a unor soluri iniţial afânate, apoi compactate antropic [16].

1.3.12. Influenţa compactării asupra poluării solului

Efectele negative ale compactării, indiferent de natura acesteia, sunt multiple. Astfel, scade capacitatea de reţinere a apei şi mai ales permeabilitatea, înrăutăţindu-se regimul apei în sol, se reduce aeraţia, creşte adesea sensibil rezistenţa la penetrare şi rezistenţa la arat. Structura solului se degradează în paralel cu compactarea acestuia, fiecare din cele două procese contribuind la intensificarea celuilalt. Calitatea arăturilor şi a patului germinativ pe solurile compactate şi destructurate este nesatisfăcătoare. Consecinţă a înrăutăţirii însuşirilor solului scade puternic capacitatea de producţie a acestuia, recoltele scăzând uneori cu până la 50 % faţă de solul necompactat [9, 16].

1.4. Proprietăţile hidrofizice şi de aeraţie ale solului

1.4.1. Apa din sol

Apa joacă un rol important în procesele de alterare şi dezagregare a mineralelor şi rocilor, ca şi în formarea profilului de sol, transportul diferitelor combinaţii chimice, minerale sau organice. Are un rol important în fertilitatea solurilor deoarece determină solubilizarea, transportul şi

asimilarea substanţelor minerale de către plante şi asigură schimbul permanent de substanţe nutritive între sol şi plantă [65].

1.4.1.1. Forţele care acţionează asupra apei din sol

Dintre forţele care acţionează asupra apei din sol prezintă importanţă deosebită următoarele: forţa gravitaţională, forţa capilară, forţa de adsorbţie, forţa datorată tensiunii vaporilor de apă din sol, forţa de sucţiune (sugerea de către rădăcinile plantelor), forţa hidrostatică [88, 114].

a) Forţa gravitaţională acţionează asupra apei din porii necapilari după o ploaie abundentă sau după o irigare cu cantităţi mari de apă. Sub acţiunea forţei gravitaţionale apa se deplasează pe verticală, umezind solul în profunzime, surplusul trecând în pânza de apă freatică. Pe terenurile în pantă, o parte din apă este deplasată din amonte în aval tot sub influenţa gravitaţiei [9, 16, 21].

b) Forţa capilară acţionează asupra apei care se află în porii capilari ai solului şi este determinată de deficitul de presiune ce se creează în capilarele solului, care au lungimi şi diametre diferite. Apa capilară nu este antrenată de forţa gravitaţională ci se mişcă lent, în toate direcţiile, de la capilarele cu diametrul mai mare spre cele cu diametrul mai mic [16, 51].

c) Forţa de adsorbţie (de sorbţie) determină reţinerea apei la suprafaţa particulelor de sol. Este o forţă de natură electrostatică şi se datorează caracterului dipolar al moleculei de apă şi a energiei libere de la suprafaţa particulelor de sol. Apă higroscopică este reţinută cu ajutorul acestei forţe [58, 70].

d) Forţa determinată de tensiunea vaporilor de apă. Această forţă acţionează asupra apei sub forma de vapori. În porii solului plini cu aer se găsesc vapori de apă care sunt supuşi unei anumite presiuni (tensiuni), în funcţie de temperatura şi umiditatea solului [41, 51].

La aceeaşi umiditate, tensiunea vaporilor creşte cu temperatura, iar la aceeaşi temperatură creşte cu umiditatea. Vaporii de apă vor circula întotdeauna de la zonele mai calde şi mai umede (tensiune mai mare) spre zonele mai reci şi mai uscate (tensiune mai mică).

e) Forţa de absorţie a rădăcinilor plantelor. Aprovizionarea plantelor cu apă se face prin intermediul perişorilor absorbanţi care se găsesc pe rădăcini. Forţa de sucţiune la plante este de 15 ÷ 20 atmosfere. Pe măsură ce apa din apropierea rădăcinilor este consumată, o altă cantitate de

apă, de la distanţe mai mari îi ia locul, formându-se un curent spre rădăcinile plantelor [16, 84].

f) Forţa osmotică se manifestă numai la solurile sărăturate şi depinde de presiunea osmotică. Cu cât concentraţia sărurilor solubile este mai mare şi presiunea osmotică este mai mare, iar apa va fi reţinută mai puternic în sol. Din această cauză, pe solurile sărăturate, chiar când au umiditate suficientă, plantele suferă deoarece apa trece din celulele plantelor în soluţia solului (seceta fiziologică) [9, 78].

1.4.1.2. Potenţialul apei din sol

Asupra apei din sol acţionează forţe diferite, care se modifică permanent în funcţie de cantitatea de apă din sol şi de proprietăţile acestuia (textură, porozitate, conţinut în săruri) [16, 70].

Reţinerea şi mişcarea apei în sol este determinată de acţiunea comună a acestor forţe, care fiind de natură diferită nu pot fi însumate. Pentru a explica reţinerea şi mişcarea apei în sol s-a recurs la un indice energetic generalizat, denumit potenţialul apei din sol, care exprimă energia cu care apa în sol exercită o anumită presiune. În funcţie de natura forţelor ce acţionează asupra apei din sol se disting următoarele potenţiale [115]:

- potenţialul gravitaţional, corespunde forţei gravitaţionale;
- potenţialul matricial, corespunde forţei de absorţie şi capilară;
- potenţialul osmotic.

Prin însumarea acestora se obţine potenţialul total [31].

1.4.1.3. Indicii hidrofizici ai solului

Indicii hidrofizici ai solului reprezintă anumite valori ale umidităţii din sol exprimate în procente sau valori pF (valori uzuale ale sucţiunii), la care se petrec modificări evidente în ce priveşte reţinerea, mobilitatea şi accesibilitatea apei pentru plante. Principalii indici hidrofizici sunt coeficientul de higroscopicitate, coeficientul de ofilire, capacitatea pentru apă în câmp, echivalentul umidităţii, capacitatea pentru apă capilară şi capacitatea totală pentru apă a solului [86].

a) Coeficientul de higroscopicitate (CH)

Reprezintă cantitatea maxima de apă pe care o probă de sol uscată la aer o poate reţine la suprafaţa particulelor atunci când este aşezată într-o atmosferă saturată de vapori de apă. Valoarea acestui coeficient depinde de textură, conţinutul de humus, de conţinutul în diferite săruri şi de natura cationilor din sol. Valorile acestui coeficient sunt cuprinse între 1 % la soluri nisipoase şi 14 % la soluri argiloase [21, 41].

b) Coeficientul de ofilire (CO) reprezintă limita minimă de apă din sol la care plantele se ofilesc ireversibil. Valoarea CO depinde de aceeaşi factori ca şi CH şi este de cca. 2 % la solurile nisipoase, până la 12 % la cele lutoase şi până la 24 % la cele argiloase. Umiditatea la CO caracterizează tipul de sol, depinde de gradul de mărunţire al solului şi este independentă de plantă. Cu cât solul are o textură mai fină, valorile CH şi CO sunt mai mari. Coeficientul de ofilire se poate determina pe cale biologică, folosind o plantă test sau prin calcul cu relaţia CO=CHx1,5 [31, 46, 51].

c) Capacitatea totală pentru apă (CT) a solului (sau capacitatea maximă pentru apă) reprezintă cantitatea maximă de apă pe care o conţine solul când toţi porii sunt plini cu apă. Mărimea capacităţii totale depinde de porozitatea totală a solului [51, 115].

De obicei, solul nu conţine apă până la saturaţie decât în anumite situaţii: după ploi abundente sau irigări cu cantităţi mari de apă, în caz de apă stagnantă sau de submersie.

d) Capacitatea pentru apă în câmp sau capacitatea de câmp (CC) reprezintă cantitatea maximă de apă pe care solul (saturat cu apă) o poate reţine în spaţiile capilare pe o perioadă mai lungă de timp şi pe care o poate pune în mod treptat la dispoziţia plantelor, în absenţa umezirii freatice.

La această stare de umiditate se ajunge în cazul unui sol saturat prin pierderea de apă datorită scurgerii gravitaţionale în adâncime (apa din porii capilari), iar a unui sol uscat prin umezire până la umplerea cu apă a majorităţii porilor capilari. Capacitatea pentru apă în câmp depinde de textură şi de structură [9, 21, 41, 51, 84].

1.4.1.4. Permeabilitatea pentru apă a solului

Este însuşirea solului de a lăsa apa să pătrundă, să circule şi să treacă prin el. Factorii care influenţează permeabilitatea pentru apă sunt textura, structura, conţinutul de humus şi de oxizi de fer, natura mineralelor argiloase, procentul de sodiu schimbabil, conţinutul în săruri solubile. În general, permeabilitatea creşte de la solurile argiloase spre cele nisipoase, de la solurile nestructurate spre cele structurate, de la solurile îndesate la cele afânate. Cu cât un sol este mai bogat în humus, cu atât este mai bine structurat, are o porozitate mai echilibrată şi raporturi foarte bune cu apa şi aerul. Pătrunderea apei în sol poate avea loc în două situaţii distincte: de sol saturat cu apă şi sol nesaturat cu apă [21, 31, 46, 86, 115].

Pătrunderea şi trecerea apei prin solurile saturate cu apă se numeşte filtraţie iar prin cele nesaturate infiltraţie.

Solul nesaturat poate primi, până ce ajunge la saturaţie, o anumită cantitate de apă, aceasta constituind apa de infiltraţie. Cantitatea de apă de infiltraţie se exprimă prin grosimea stratului de apă primită de către sol în unitatea de timp (mm/h sau cm/s) (viteza de infiltraţie). Dacă se pune pe o axă cantitatea de apă infiltrată, iar pe cealaltă timpii respectivi se obţine curba de infiltraţie (fig. 9) [88].

Cunoaşterea permeabilităţii solului pentru apă are importanţă atât pentru caracterizarea procesului de formare şi a condiţiilor aerohidrice din sol, cât şi pentru stabilirea şi aplicarea corectă a diferitelor măsuri hidroameliorative [84, 88].

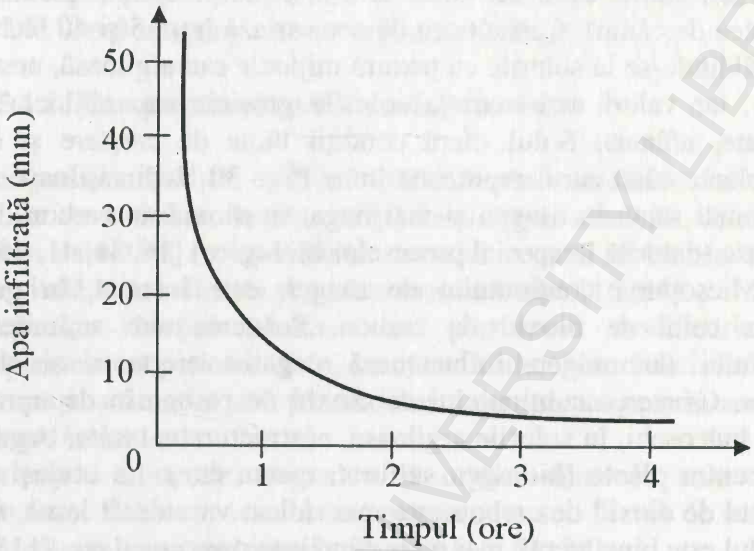


Fig. 9. Curbă de infiltraţie [88].

1.4.1.5. Ascensiunea capilară a apei din sol

Mişcarea apei în spaţiile capilare de jos în sus, numită ascensiune capilară, prezintă importanţă numai atunci când apa freatică se află la adâncime mică, de unde poate aproviziona rădăcinile plantelor. Înălţimea de ridicare a apei prin capilare este cu atât mai mare, cu cât raza lor este mai mică, adică cu cât textura solului este mai fină. Adâncimea maximă de la care se poate ridica apa în soluri este de 0,5 ÷ 1 m la solurile nisipoase, de 1,5 ÷ 2 m la solurile cu textură mijlocie şi de 3 ÷ 3,5 m la cele cu textură fină [86, 88].

1.4.2. Aerul din sol

Aerul ocupă spaţiile lacunare existente în sol alături de apă. Cea mai mare cantitate de aer se găseşte în spaţiile lacunare (porii capilari), constituind atmosfera solului. De asemenea aerul se mai găseşte dizolvat, în cantitate mică, în apa solului. Din cauza variaţiei mari a umidităţii, pentru a caracteriza solul din punct de vedere al conţinutului de aer se foloseşte

capacitatea de aer din sol (porozitate de aeraţie), care reprezintă volumul de apă din sol, atunci când acesta se află în condiţii optime de umiditate (la capacitatea de câmp). Capacitatea de aer variază între 5 şi 40 %, valori mai mici întâlnindu-se la solurile cu textură mijlocie sau argiloasă, nestructurate, îndesate, iar valori mai mari la solurile grosiere sau mijlociu argiloase, structurate, afânate. Solul oferă condiţii bune de creştere şi dezvoltare pentru plante când aerul reprezintă între 15 ÷ 30 % din valoare. Aerul din sol este mai sărac în oxigen şi mai bogat în dioxid de carbon decât aerul atmosferic (datorită în special proceselor biologice) [16, 31, 41, 46, 51, 78].

Micşorarea conţinutului de oxigen este însoţită, în general, de creşterea celui de dioxid de carbon. Scăderea sub anumite limite a conţinutului de oxigen influenţează negativ creşterea şi dezvoltarea plantelor. Creşterea conţinutului de dioxid de carbon în dauna oxigenului are loc, îndeosebi, în solurile argiloase, nestructurate, tasate, bogate în gaze toxice pentru plante (hidrogen sulfurat, metan etc.). La acelaşi tip de sol conţinutul de dioxid de carbon este mai ridicat vara decât iarna, mai scăzut când solul este bine lucrat, mai mare când este prea umed etc. [115].

Normalizarea compoziţiei aerului din sol (primenirea, aeraţia solului) se realizează prin înlocuirea continuă a acestuia cu aer atmosferic. Solurile cu structură glomerulară, cu textura grosieră sau mijlocie, afânate, bine lucrate, au o aeraţie mai bună decât cele nestructurate, cu textură fină, tasate, necorespunzător lucrate [78, 86, 88].

1.5. Proprietăţile chimice ale solului

1.5.1. Soluţia solului

Soluţia solului se poate defini (determina) ca faza lichidă a solului, care include apa din sol ce conţine săruri minerale dizolvate, compuşi organo-minerali şi organici, gaze şi particule fine coloidale [9, 16, 114].

Precipitaţiile atmosferice, apa din scurgeri de suprafaţă, apele freatice etc. pătrund în sol, iar în urma interacţiunii cu faza solidă şi gazoasă a solului, cu sistemul radicular al plantelor şi cu organismele vii care populează solul - îşi schimbă compoziţia chimică [14, 15, 46, 70].

Soluţia solului joacă un rol important în dinamica solurilor, în hrana plantelor şi microorganismelor, participă activ la transformarea compuşilor minerali şi organici din sol, la transportul acestora pe profil. Cantitatea

soluţiei solului, poate oscila în limite foarte largi, de la zeci de procente (când apa ocupă, practic, toţi porii solului), până la unităţi sau părţi de procent, când în sol se găseşte numai apă adsorbită [9].

1.5.1.1. Compoziţia chimică a soluţiei solului

Compoziţia soluţiei solului depinde de cantitatea şi calitatea precipitaţiilor atmosferice, de compoziţia fazei solide a solului, de alcătuirea cantitativă şi calitativă a materialului stratului vegetal al biocenozelor, de activitatea vitală a mezofaunei şi a microorganismelor [16, 84].

Compoziţia soluţiei solului suferă permanent modificări datorită activităţii plantelor superioare, prin, „scoaterea" de către rădăcinile acestora a unor compuşi, şi invers, prin pătrunderea unor substanţe, prin secreţii ale rădăcinilor plantelor etc.

Substanţele minerale, organice şi organo-minerale care intră în compoziţia fazei lichide a solului se pot prezenta sub formă de combinaţii solubile (dizolvate) sau combinaţii coloidale [15, 41, 84].

Substanţele coloidale sunt reprezentate prin săruri ale acidului silicic, ale oxizilor de fier şi de aluminiu, prin combinaţii organice şi organo-minerale [9, 70, 114].

Se apreciază că, în general, coloizii reprezintă de la 1/10 până la 1/4 din cantitatea totală de substanţe care se găsesc în soluţia solului.

Cei mai importanţi cationi care se pun în evidenţă în soluţia solului sunt: Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+} NH_4^{+}, H^{+}, Al^{3+}, Fe^{3+}, Fe^{2+}, iar dintre anionii mai răspândiţi sunt: HCO_3^{-}, CO_3^{2-}, NO_2^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, $H_2PO_4^{-}$, HPO_4^{2-}.

Fierul, aluminiul şi multe microelemente (Cu, Ni, V, Cr etc.) se găsesc în soluţia solului mai ales sub formă de combinaţii complexe organominerale, în care partea organică a complexelor este reprezentată de către acizii humici şi acizi organici cu molecule mici, de către polifenoli şi alte substanţe organice [15, 41, 41, 114].

Cantitatea de substanţă organică din faza lichidă a solului se micşorează pe adâncimea profilului de sol, datorită intensificării migrării substanţelor solubile pe profilul de sol. Împreună cu substanţele organice migrează şi fierul. În soluţia solului, până la 80-95 % din fier este puternic legat în complexe organo-minerale [70, 84].

În general, la solurile de stepă (cernoziomuri) concentraţia soluţiei solului este mai mare decât în solurile podzolice. Având în vedere

activitatea biologică mai intensă a acestor soluri şi că în cele de stepă creşte conţinutul în ioni bicarbonaţi, reacţia lor devine neutră sau slab alcalină. Sub acţiunea vegetaţiei de stepă se constată creşterea concentraţiei şi a altor cationi şi anioni (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^{-}, SO_4^{2-}). În soloneţuri creşte brusc cantitatea ionilor de Na^{+}, a ionilor CO_3^{2-} , determinând la acestea reacţia alcalină a soluţiei solului [16, 41, 46, 51].

1.5.1.2. Dinamica concentraţiei soluţiei solului

Compoziţia soluţiei solului este influenţată de temperatura şi umiditatea din sol, de intensitatea microflorei şi microfaunei solurilor, de metabolismul plantelor superioare, de procesele de descompunere a resturilor organice din sol, ceea ce determină dinamica concentraţiei soluţiei solului, atât zilnică, cât şi sezonieră [9, 70].

Pentru diferitele tipuri de sol se constată o creştere globală, foarte importantă, a concentraţiei soluţiei solului, cu precădere în orizonturile superioare, de la primăvară spre vară, datorită, pe de o parte, concentrării umidităţii solului prin evaporare şi transpiraţie, precum şi intensificării descompunerii resturilor organice în perioada caldă a anului [51, 64].

În perioada toamnă-iarnă precipitaţiile atmosferice diluează soluţia solului şi dizolvă o parte din săruri.

Soluţia solului constituie sursa directă de hrană pentru plante. Prin aplicarea diferitelor măsuri agrochimice, agrotehnice, hidroameliorative (irigaţii, desecări) omul modifică compoziţia soluţiei solului, aducând-o la valori optime în raport cu cerinţele creşterii şi dezvoltării plantelor.

Pentru folosirea elementelor nutritive din soluţia solului de către plante, un rol important îl are presiunea osmotică a soluţiei solului. Dacă aceasta este egală cu presiunea osmotică a sucului celular al plantelor sau mai mare, atunci pătrunderea apei în plante nu mai are loc [15, 16, 51].

1.5.2. Coloizii solului

În sol se găsesc coloizi minerali, organici şi organo-minerali, a căror compoziţie depinde de caracterul rocilor de formare şi de tipul de solificare. La baza alcătuirii coloizilor, stau micelele coloidale [14, 15, 16].

O micelă coloidală este alcătuită din nucleu, reprezentat prin combinaţii complexe, amorfe sau cristaline, cu compoziţie chimică diferită (fig. 10) [15, 41, 70, 84].

La suprafaţa nucleului se găseşte un strat de ioni reţinuţi stabil, denumit strat determinant de potenţial. În continuare, urmează un dublu strat de ioni compensatori - un „strat imobil", cu ioni reţinuţi puternic de către ionii din stratul determinant de potenţial, iar în continuare urmează un strat de ioni mai dispersaţi, numit strat difuz [70, 86].

Nucleul micelei, împreună cu stratul determinant de potenţial, alcătuiesc granula coloidală. Între granulă şi soluţia care înconjoară coloidul apare un potenţial termodinamic, sub influenţa căruia sunt atraşi din soluţie ioni de semn contrar (ioni compensatori). Granula coloidală, împreună cu stratul imobil de ioni compensatori, constituie particula coloidală; între aceasta şi soluţia înconjurătoare apare un potenţial electrocinetic, sub influenţa căruia se găseşte al doilea strat de ioni compensatori (cel difuz), posedând posibilitatea de schimb cu ionii de acelaşi semn din soluţia înconjurătoare [70, 84, 86].

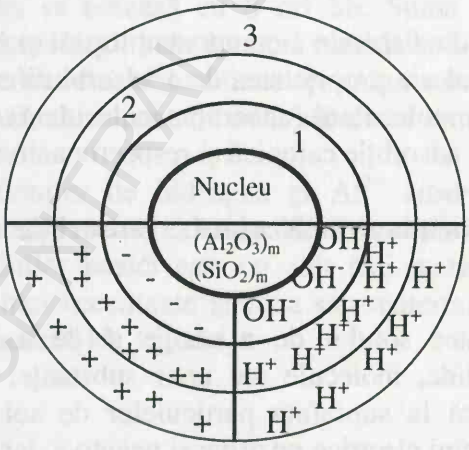


Fig. 10. Alcătuirea micelei coloidale [15, 41, 70, 84]:
1 - strat difuz de ioni disociaţi; 2 - strat imobil de ioni nedisociaţi;
3 - ioni determinanţi de potenţial.

Micela coloidală este electric neutră. Energia granulei (care posedă masa de bază) se consideră ca energie a întregului coloid. Coloizii din sol se

găsesc îndeosebi sub formă de gel, în care particulele se unesc între ele, alcătuind o reţea cu structură spaţială, în celulele căreia se reţine apa [15, 16, 51].

Particulele coloidale cu sarcini de acelaşi fel se resping, rămânând în stare de dispersie, fără a forma precipitat, deoarece au un anumit potenţial cinetic. Pe măsura scăderii potenţialului electrocinetic şi micşorarea sarcinii particulelor de acelaşi semn al coloizilor, acestea se reunesc, se grupează prin mişcări haotice, se lipesc unele de altele, se măresc în diametru şi trec sub formă de precipitat [14, 41, 46, 86].

Procesul de unire a particulelor coloidale şi de trecere din stare de sol în stare de gel se numeşte coagulare, iar trecerea din stare de gel în stare dispersă, de sol, se numeşte peptizare. Coagularea poate fi reversibilă, când coloizii trec uşor din starea de sol în cea de gel, şi invers, ireversibilă, pentru coloizii care trec greu în starea de sol [64, 86].

Dintre proprietăţile chimice ale solului, cele mai importante sunt capacitatea de adsorţie, reacţia solului şi capacitatea de tamponare.

1.5.3. Capacitatea de adsorbţie

Datorită stării de dispersie a componenţilor lui şi în special a celor de natură coloidală, solul are proprietatea de a adsorbi diferite substanţe aflate în stare de dispersie moleculară (adsorbţie moleculară) şi ionică (cationică sau anionică, numite adsorbţie catonică şi respectiv anionică) [41, 46].

1.5.3.1. Adsorbţia moleculară (adsorbţie fizică, reţinere moleculară)

Este proprietatea solului de a atrage şi de a reţine la suprafaţa particulelor sale solide, molecule ale unor substanţe. Acest fenomen se datorează faptului că la suprafaţa particulelor de sol (mai ales a celor coloidale) există sarcini electrice pozitive şi negative, iar unele substanţe din sol au molecule dipolare (cu aşezare nesimetrică a ionilor componenţi) care se comportă ca nişte mici magneţi [9, 15, 70, 114].

Pe această cale solul adsoarbe şi reţine, moleculele de apă particulele de sol îmbrăcându-se cu o peliculă subţire alcătuită din straturi de molecule de apă (este aşa-numita apă de higroscopicitate şi apă peliculară) în asemenea mod putând fi reţinute şi moleculele de amoniac [70, 114].

Prin descompunerea în sol a substanţelor proteice rezultă în final amoniac care, fiind volatil, poate difuza în atmosferă. Datorită adsorbţiei moleculare, pierderile de amoniac din sol prin volatilizare sunt micşorate. Deoarece adsorbţia moleculară se petrece la suprafaţa particulelor de sol, capacitatea de reţinere moleculară creşte de la solurile nisipoase la cele argiloase, ultimele având suprafaţa specifică mai mare [70, 86].

1.5.3.2. Adsorbţia cationică (reţinere cationică, schimbul de cationi)

Este proprietatea solului de a reţine cationi la suprafaţa particulelor coloidale. Principalii coloizi din sol (argila şi humusul) au sarcini electrice negative şi atrag (reţin sau adsorb) din soluţia solului diverşi cationi (ioni pozitiv) cum sunt: Ca^{2+}, Mg^{2+},Na^{+}, K^{+}, H^{+} (fig. 11). Cationii adsorbiţi pot trece din nou în soluţie, prin schimb cationic (fig. 12). Complexul coloidal al solului poate adsorbi atât cationii bazici, cât şi pe cei de hidrogen [14, 16, 70, 84, 114].

Totalitatea cationilor bazici (Ca+Mg+Na+K) adsorbiţi formează suma bazelor schimbabile, se notează cu S ori Sb. Suma bazelor schimbabile variază în limite foarte largi, având valori mari la solurile bogate în humus şi argilă, nelevigate sau slab debazificate şi valori mici la solurile puternic levigate, debazificate, chiar dacă nu sunt sărace în humus şi argilă [14, 16, 70].

Totalitatea cationilor de hidrogen şi Al^{3+} adsorbiţi formează suma hidrogenului schimbabil, se notează cu SH. Proporţia hidrogenului adsorbit faţă de cea a cationilor bazici este cu atât mai mare cu cât levigarea şi debazificarea sunt mai accentuate şi roca sau materialul parental este mai sărac în elemente bazice [14, 16, 114].

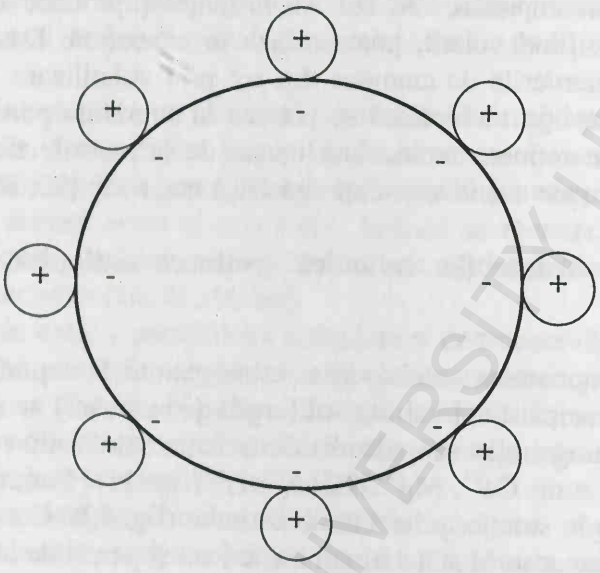


Fig. 11. Schema adsorbţiei cationilor la suprafaţa particulelor coloidale de sol [14, 16, 70, 84, 114].

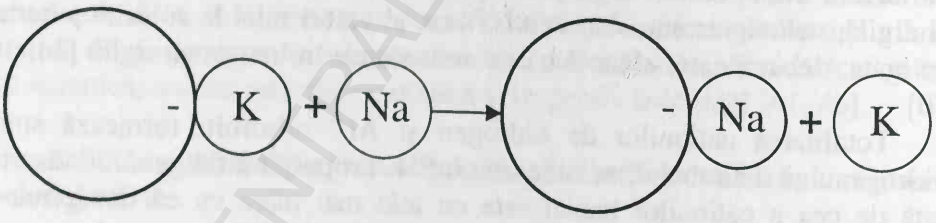


Fig. 12. Schema schimbului de cationi [14, 16, 70, 84, 114].

Totalitatea cationilor adsorbiţi în complex formează capacitatea totală de dschimb de cationi, se notează cu T. La solurile saturate cu baze T=S, iar la cele aflate în diferite stadii de debazificare T=S+H.

Cu cât solul este mai bogat în humus şi argilă cu atât T are valoare mai mare.

Proporţia în care solul este saturat cu cationi bazici formează gradul de saturaţie cu baze, se notează cu V şi se calculează cu relaţia [14, 15, 64, 84]:

BUAS CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

$$V = \frac{S}{T} \cdot 100 \ [\%] \qquad (20)$$

La solurile care nu au H^+ adsorbit T=S, adică V=100 %, iar cele cu h adsorbit V are valori sub 100. În funcţie de valorile lui V solurile se împart după cum se arată în tabelul 9 [84].

Tabelul 9.

Aprecierea solurilor după valorile V (%) [84].

Nr. crt.	V (%) la pH 8,3	Apreciere
1.	≤10	Extrem oligobazic
2.	11-30	Oligobazic
3.	31-55	Oligomezobazic
4.	56-75	Mezobazic
5.	76-90	Eubazic
6.	≥91	Saturat cu baze

V reprezintă un indice principal de caracterizare a solurilor;

Când solul are V=100 % sau aproape de 100 %, levigarea cationilor este slabă iar reacţia sa este neutră până la alcalină, proprietăţi, în general, favorabile creşterii plantelor. Dacă V este mai mic de 100 % înseamnă o levigare puternică a cationilor bazici, reacţia solului este acidă, iar fertilitatea scăzută.

Importanţa adsorbţiei cationice este deosebită pentru următoarele motive [9, 15, 41, 51, 64]:

- datorită ei, cationii nutritivi sunt feriţi într-o oarecare măsură, de spălare, pe de altă parte ei putând fi trecuţi treptat în soluţia solului;
- prin reţinerea şi schimbul de cationi, complexul coloidal joacă rolul de regulator al compoziţiei şi concentraţiei soluţiei solului;
- complexul coloidal şi cationii adsorbiţi influenţează proprietăţile fizico-chimice ale solului. Cu cât complexul este mai saturat cu Ca, cu atât proprietăţile fizico-chimice ale solului sunt mai favorabile creşterii plantelor. Calciul contribuind la formarea unei structuri stabile, determină o reacţie aproape neutră, asigură condiţii foarte bune pentru activitatea microbiologică. Creşterea proporţiei de hidrogen adsorbit are o influenţă negativă, reacţia solului devine acidă, are loc mobilizarea unor cantităţi de

aluminiu care depăşeşte limita de toleranţă a plantelor, scade activitatea microbiologică. Foarte nefavorabilă este acţiunea sodiului adsorbit în cantităţi prea mari, care favorizează lipsa de structură a solului şi o reacţie foarte puternic alcalină;

- cunoaşterea fenomenelor de adsorbţie cationică ajută la folosirea raţională a amendamentelor şi a îngrăşămintelor.

1.5.3.3. Adsorbţia anionică (reţinere anionică)

Este proprietatea solului de a reţine anioni la particulele coloidale. Adsorbţia anionilor este posibilă prin faptul că în sol există substanţe coloidale cu caracter amfoter, cum sunt hidroxizii de fier şi aluminiu [9, 15, 41, 51 ,64, 86].

Capacitatea de adsorbţie a anionilor creşte o dată cu aciditatea solului, iar a cationilor variază în sens invers. Aceasta se explica prin faptul că în condiţiile mediului acid creşte capacitatea grupărilor bazice pentru acceptarea de protoni. Ionul de H^+ se fixează la gruparea OH^- dând ionul de hidroniu, care poate apoi reţine anionii [9, 15, 41, 51 ,64, 114]:

$$R-OH+HOH \rightarrow R-O^+H_2OH^- \qquad (21)$$

Adsorbţia anionică are importanţă în reţinerea ionilor fosfat în sol, caz sinonim cu adsorbţia chimică sau chemosorbţia [64].

1.5.4. Reacţia solului

Soluţia solului conţine în stare de dispersie ioni, molecule, substanţe coloidale, care se găsesc în proporţii foarte diferite în funcţie de diferiţi factori care acţionează în formarea şi evoluţia solurilor. Reacţia solului este determinată de raportul dintre concentraţia ionilor de H^+ şi OH^-, şi anume, când proporţia ionilor de H^+ este mai mare reacţia este acidă, iar când predomină ionii de OH^-, reacţia este alcalină. Dacă ionii de H^+ şi ionii de OH^- sunt în proporţii egale, reacţia este neutră [84, 86].

Reacţia solului este influenţată de o serie de factori: compoziţia chimică şi mineralogică a părţii minerale a solului, prezenţa sărurilor solubile, conţinutul şi natura substanţelor organice care se găsesc în sol, umiditatea solului, activitatea organismelor din sol etc.

Un rol deosebit de important asupra reacţiei solului îl au sărurile, care trecând din faza solidă a solului în soluţie exercită o influenţă importantă asupra caracterului reacţiei solului, şi, în ultimă instanţă, asupra fertilităţii acestuia [16, 51, 64, 70, 86].

În sol, cel mai răspândit acid mineral este acidul carbonic, care poate determina un pH al solului cu valori între de 3,9 - 4,7, în funcţie de condiţiile termice, de activitatea biologică din sol etc.

Dacă în soluri şi în rocile de formare sunt prezente sulfuri, prin oxidarea acestora se poate forma acid sulfuric, ceea ce poate duce la o puternică acidifiere a solurilor [16, 51, 64, 70].

Acidifiere puternică a solurilor produc şi acizii humici nesaturaţi cu cationi, respectiv, acizii humici pot determina un pH cu valori de 3-3,5 (extrem acid), prin descompunerea resturilor organice din zona de pădure. Reacţia solului este influenţată şi de activitatea ciupercilor şi bacteriilor, de gradul de descompunere a resturilor organice, de secreţiile rădăcinilor plantelor sau de către insectele din sol, putând apărea acizi liberi, organici (oxalic, citric şi alţii).

Solul poate avea o aciditate actuală şi una potenţială [16, 51, 64].

1.5.4.1. Aciditatea actuală (pH-ul solului)

Este dată de concentraţia ionilor de H^+ ce se află la un moment dat în soluţia solului. Apa distilată, în raport cu care se stabileşte aciditatea solului, are o reacţie neutră, raportul activităţii ionilor H^+ şi OH^- fiind egal şi exprimat prin relaţia [16, 51, 64, 70, 86]:

$$\left(H^+\right)\cdot\left(OH^-\right)=k\cdot H_2O=10^{-7}\cdot 10^{-7}=10^{-14} \qquad (22)$$

Prin urmare pH-ul, (definit ca fiind logaritmul cu semn schimbat al concentraţiei ionilor de H^+ din soluţia solului), poate avea, teoretic, valori cuprinse între 1 şi 14. Când valoarea pH este egală cu 7 reacţia este neutră, când este < 7 reacţia este acidă, dacă pH > 7 reacţia este alcalină [16, 51, 86].

Dacă solul conţine compuşi cu caracter bazic, reacţia sa este alcalină exemplu fiind solurile care conţin săruri ce hidrolizează alcalin: $CaCO_3$, $MgCO_3$ şi Na_2CO_3.

1.5.4.2. Aciditatea potenţială a solului

Este determinată de ionii de hidrogen adsorbiţi la complexul coloidal, prin interacţiunea cu sărurile din soluţie, solul manifestându-se ca un acid slab. În funcţie de soluţia cu care se tratează proba de sol pentru dozarea acidităţii se deosebesc două forme de aciditate potenţială: de schimb şi hidrolitică.

Aciditatea de schimb se obţine la tratarea probei de sol cu soluţia unei sări neutre, iar aciditatea hidrolitică rezultă când proba de sol se tratează cu soluţia unei sări ce hidrolizează alcalin [16, 51, 64, 70, 86, 114].

Aciditatea de schimb este dată de ionii de H care trec în soluţie prin tratare solului cu o soluţie normală a unei sări neutre (KCl, NaCl, $CaCl_2$) [86]:

$$\boxed{\text{Complex coloidal}}\ H + KCl \rightarrow \boxed{\text{Complex coloidal}}\ K + HCl \qquad (23)$$

Aciditatea hidrolitică se evidenţiază prin tratarea solului cu o soluţie normală a unei sări ce hidrolizează alcalin:

$$\boxed{\text{Complex coloidal}}\ H^{+} + 2NaCH_3COO \rightarrow \boxed{\text{Complex coloidal}}\ Na^{+} + 2CH_3COOH \qquad (24)$$

În ambele cazuri, cationii sării au înlocuit H^+ din complexul adsorbtiv, aceştia trecând în soluţia solului formând HCl şi CH_3COOH, adică aciditatea potenţială s-a transformat în aciditate actuală. Scoaterea ionilor H^+ din complexul coloidal are loc până ce solul ajunge la pH-ul sării, respectiv 6 în cazul soluţiei de KCl şi 8,3 în cel al soluţiei de $NaCH_3COO$.

Solurile cu pH < 8,3 au aciditate hidrolitică iar cele cu pH < 6 prezintă şi aciditate de schimb. Solurile cu pH între 6 şi 8,3 au numai aciditate hidrolitică. Dacă un sol prezintă şi aciditate hidrolitică şi aciditate de schimb (pH < 6), valoric, prima este întotdeauna mai mare.

1.5.4.3. Importanţa reacţiei solului

Reacţia solurilor reprezintă un indice foarte important pentru caracterizarea acestora [16, 51, 64, 70, 86, 114].

După mărimea valorii pH-ului reacţia solurilor se defineşte ca în tabelul 10.

Tabelul 10.
Aprecierea reacţiei solurilor după valorile pH [16, 64, 70, 86, 114].

Nr. crt.	pH	Aprecierea reacţiei
1.	≤3,50	Extrem de acidă
2.	3,6-4,30	Foarte puternic acidă
3.	4,31-5	Puternic acidă
4.	5,01-5,40	Moderat acidă
5.	5,41-5,80	
6.	5,81-6,40	Slab acidă
7.	6,41-6,80	
8.	6,81-7,20	Neutră
9.	7,21-7,80	Slab alcalină
10.	7,81-8,40	
11.	8,41-9,00	Moderat alcalină
12.	9,01-9,40	Puternic alcalină
13.	9,41-10	Foarte puternic alcalină
14.	≥10,10	Extrem alcalină

Plantele cultivate preferă, în marea lor majoritate, o reacţie neutră, slab acidă sau slab alcalină. Unele specii suportă sau chiar preferă solurile acide (secară, ovăz, cartof, trifoi). Reacţia puternic alcalină nu este suportată de majoritatea speciilor de plante. Cunoaşterea reacţiei solului este necesară pentru alegerea sortimentului de culturi, pentru aplicarea diferenţiată a îngrăşămintelor şi a amendamentelor [16, 51, 64, 70, 86, 114].

1.5.5. Capacitatea de tamponare a solului

Prin capacitatea de tamponare se înţelege însuşirea solului de a se opune tendinţei de modificare a concentraţiei unor ioni (H^+, OH, K^+, Ca^+) din soluţia solului, prin acţiunea reciprocă dintre faza solidă şi faza lichidă [16, 51, 64, 114].

Capacitatea de tamponare a solului este determinată de însuşirile fazei solide, mai ales ale coloizilor din sol.

Capacitatea de tamponare a solului depinde de o serie de factori [16, 51, 64, 70, 86, 114]:

- **cantitatea coloizilor din sol**, capacitatea de tamponare fiind cu atât mai mare cu cât în sol se găsesc mai mulţi coloizi organici, minerali, organo-minerali. Solurile nisipoase sunt sărace în coloizi minerali, de aceea au capacitate scăzută de tamponare;
- **sortimentul coloizilor din sol,** capacitatea de tamponare crescând odată cu creşterea conţinutului de humus şi a argilei;
- **natura cationilor schimbabili:** prezenţa în proporţie mare a cationilor Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ şi K^+ în complexul adsorbtiv determină o capacitate mare de tamponare în domeniul acid, pe când prezenţa în proporţie mare a ionilor de H^+ sau de Al^{3+} în complexul adsorbtiv, influenţează pozitiv capacitatea de tamponare în domeniul alcalin.

Capacitatea de tamponare constituie regulatorul reacţiei solului. Faptul că pH-ul unuia şi aceluiaşi sol nu se poate modifica prea mult în timpul anului, prezintă importanţă în legătură cu activitatea microorganismelor şi cu creşterea plantelor, deşi acestea se pot adapta la anumite modificări de reacţie, dar nu suportă variaţiile bruşte de reacţie. Cunoaşterea capacităţii de tamponare ajută la stabilirea metodelor de amendare şi fertilizare a solurilor [16, 114].

Capitolul 2

POLUAREA SOLULUI

Poluarea solului constă în acele acţiuni antropice care de regulă conduc la dereglarea funcţionării normale a acestuia ca suport şi mediu de viaţă în cadrul diferitelor ecosisteme [2, 15, 71].

Activităţile de producţie au afectat în timp solurile, prin: lucrări miniere, excavaţii, depozite de deşeuri, alunecări de teren, eroziune, salinizare, acidifiere etc. S-au produs în multe zone dezechilibre în nutriţia plantelor, care au mers până la deşertificare.

Poluarea solului se manifestă prin [61, 65, 84]:

- degradare fizică (compactarea, degradarea structurii);
- degradare chimică (creşterea conţinutului de metale grele, pesticide, modificarea pH-ului);
- degradare biologică (cu germeni patogeni).

Deci există poluare fizică, chimică, biologică şi uneori, radioactivă.

Gradul de poluare se exprimă ca raport între producţia vegetală obţinută pe solul respectiv, faţă de un sol nepoluat în aceleaşi condiţii climatice şi tehnologice [15, 61, 71].

După gradul de poluare (G.P.) avem:

- inexistentă: G.P. <5 %;
- slabă: G.P. = 5 ÷ 10 %;
- moderată: G.P. = 10 ÷ 25 %;
- puternică: G.P. = 25 ÷ 50 %;
- foarte puternică: G.P. = 50 ÷ 75 %;
- excesivă: G.P. >75 %.

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Solul fiind un sistem mult mai complex decât aerul şi apa, poluarea îi afectează proprietăţile, deci şi fertilitatea. În plus, poluanţii pot trece din sol în plante, apă, sau aer, iar depoluarea este un proces dificil, uneori chiar nerealizabil.

În tabelul 11 sunt prezentate ramurile şi activităţile cu potenţial de poluare a solului [7, 31, 46, 75, 84, 108, 111].

Tabelul 11.

Activităţi cu potenţial de poluare a solului [7, 31, 46, 75, 84, 108, 111].

Nr. crt.	Ramura economică	Activitatea	Principalele substanţe potenţial poluatoare din procesele activităţii
1.	Industria extractivă	Extragerea petrolului şi a gazelor naturale	Petrol brut, gaze naturale, noroaie de foraj, materiale de cimentare
		Extragerea sării geme în soluţie şi recristalizarea acesteia	Saramură şi fluid izolant, vapori salini, praf de sare
		Extragerea şi prepararea substanţelor minerale utile metalice, nemetalifere şi cărbuni	Minerale şi roci sterile, ape uzate de mină şi de la preparare, ape impurificate cu minerale şi metale grele, acizi, baze, reactivi de flotaţie, de cianurare, de amalgamare, de floculare
2.	Industria metalurgică feroasă	Siderurgie	Suspensii minerale, cărbune, cenuşă, cianuri, fenoli, ape acide
		Cocserie	Fenoli, cianuri, amoniu
		Construcţii de maşini	Fenoli, cianuri, petrol, ape alcaline
3.	Industria metalurgică neferoasă	Unităţi industriale pentru obţinerea Pb, Cu, Zn, Ca, Ni etc.	Suspensii minerale, uleiuri, cianuri, acizi, metale grele, fluor
4.	Industria chimică anorganică	Unităţi industriale pentru obţinerea clorului, sodei, acizilor, pesticidelor anorganice	Acizi, baze, metale grele
5.	Industria chimică organică	Unităţi industriale pentru fabricarea cauciucului	Fenoli
		Unităţi industriale pentru fabricarea polimerilor	Fenoli, acizi, mercur
		Unităţi industriale pentru fabricarea detergenţilor	Acizi, detergenţi
		Unităţi industriale pentru prelucrarea petrolului	Petrol, fenoli, crezoli, mercaptani, acizi, sulfuri, săruri minerale

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 11 continuare 1.

		Unităţi industriale pentru fabricarea coloranţilor sintetici	Metale grele, reziduuri periculoase
		Unităţi industriale pentru fabricarea produselor fitosanitare şi a pesticidelor organice	Substanţe periculoase
6.	Industria materialelor de construcţii	Unităţi industriale pentru fabricarea materialelor de construcţii	Ciment, azbest, suspensii minerale, acizi, baze, carburanţi
		Depozite de materiale de construcţii	
7.	Industria energetică	Centrale termoelectrice	Ape calde, cenuşă, zgură, pulberi
		Centrale atomo electrice	Ape calde, cenuşă, zgură, pulberi
8.	Industria pielăriei şi textilă	Unităţi industriale pentru fabricarea ţesăturilor	Ape alcaline, carburanţi
		Topitorii	Ape alcaline, carburanţi
		Unităţi industriale pentru fabricarea vâscozei	Acizi, baze, sulfuri, săruri
		Unităţi industriale pentru fabricarea pielăriei	Tanin, crom, azotaţi, amoniac, acizi, baze
9.	Industria celulozei şi hârtiei	Unităţi industriale pentru fabricarea celulozei şi hârtiei	Suspensii, fibre, sulfaţi, sulfiţi, fenoli, săruri
10.	Industria lemnului	Unităţi industriale pentru fabricarea cherestelei, gatere	Pulberi, uleiuri, carburanţi
		Unităţi industriale pentru fabricarea mobilei	Acizi, baze, uleiuri, acetone
11.	Industria alimentară	Unităţi industriale pentru fabricarea spirtului, alcoolului, zahărului, uleiului, cărnii, peştelui şi a altor produse alimentare	Suspensii, alcaloizi vegetali, microorganisme, paraziţi etc.
12.	Servicii	Curăţătorii chimice, servisuri auto, spălătorii auto etc.	Percloretilenă, carburanţi, uleiuri, detergenţi etc.
13.	Agricultură	Depozite de deşeuri rezultate din agricultură, zootehnie, creşterea păsărilor etc.	Nitraţi
		Depozite de îngrăşăminte chimice şi fitohormoni sintetici	Îngrăşăminte cu azot, cu fosfor, complexe, acetilenă, etilenă, carbamat etc.
		Depozite de produse fitosanitare	Erbicide, insecticide, fungicide
		Sisteme de canalizare deficiente	Scurgeri de ape uzate

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 11 continuare 2.

14.	Instalaţii pentru stocarea, tratarea, sortarea, incinerarea sau depozitarea substanţelor, deşeurilor	Depozite de deşeuri municipale Depozite de deşeuri necontrolate Depozite de deşeuri rurale Depozite de deşeuri industriale Staţii de tratare, de transfer, sortare, stocare temporală a deşeurilor Stocarea şi depozitarea subterană a substanţelor periculoase	
15.	Staţii de epurare	Staţii de epurare industriale / agricole	
		Staţii de epurare orăşeneşti	

2.1. Clasificarea solurilor poluate

În România, solurile poluate sunt clasificate în clase, tipuri şi grupe (tab. 12) [111].

Tabelul 12.

Clasificarea solurilor poluate [111].

Nr. crt.	Clasificare	Simbol	Observaţii
1.	Clase de poluare	PF	- poluare fizică
		PC	- poluare chimică
		PB	- poluare biologică
		PR	- poluare radioactivă
2.	Tipuri de poluare	Pa	- poluare prin excavare la zi
		Pb	- poluare prin acoperire cu halde, sterile, gunoaie
		Pc	- poluare cu deşeuri şi reziduuri anorganice
		Pd	- poluare cu substanţe purtate de vânt
		Pe	- poluare cu materiale radioactive
		Pf	- poluare cu deşeuri organice din industriile alimentară şi uşoară
		Pg	- poluare cu deşeuri agricole forestiere
		Ph	- poluare cu dejecţii animale
		Pi	- poluare cu dejecţii umane
		Pj	- poluare prin eroziune şi alunecare
		Pk	- poluare prin sărăturare
		Pl	- poluare prin acidifiere
		Pm	- poluare prin exces de apă
		Pn	- poluare prin exces (carenţă) de elemente nutritive
		Po	- poluare prin compactare, cruste
		Pp	- poluare prin acoperire cu sedimente
		Pq	- poluare cu pesticide
		Px	- poluare cu agenţi patogeni contaminanţi

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 12 continuare.

3.	Grade de poluare	0	- practic nepoluat (reducerea producţiei sub 5 %)
		1	- slab poluat (reducerea cu 6-10 %)
		2	- mediu poluat (reducerea cu 11-25 %)
		3	- puternic poluat (reducerea cu 26-50 %)
		4	- foarte puternic poluat (reducerea cu 51-75 %)
		5	- excesiv poluat (reducerea peste 75 %)

2.2. Surse de poluare şi agenţii poluanţi ai solului

După clasificarea solurilor poluate adoptată în România, sursele de poluare şi agenţii poluanţi ai solurilor sunt [5, 68, 108, 111]: excavaţiile la zi, depozitele de sterile, metalele grele, deşeurile şi reziduurile din industria alimentară şi uşoară, deşeurile şi reziduurile vegetale, dejecţiile animale, dejecţiile umane, nămolurile separate din apele uzate, hidrocarburile, sărăturarea, acidifierea, excesul de apă, carenţele de diverse elemente nutritive, compactarea, degradarea structurii solului, trecerea terenurilor agricole şi silvice spre alte utilizări, pesticidele, poluarea biologică a solului, poluarea radioactivă.

2.2.1. Excavaţiile la zi

Prin excavaţiile la zi se execută decopertarea zăcământului, excavarea, depuneri de steril şi depozite de diferite produse. Extracţiile la suprafaţă îndepărtează obiective, ca: locuinţe, păduri etc. Terenul este supus infiltraţiilor, inundaţiilor şi alunecărilor, mărind în felul acesta suprafaţa naturală afectată. La închiderea excavaţiilor, umplerea trebuie efectuată în ordinea inversă, deci: steril, decopertare şi sol la suprafaţă. La cariere, unde extracţiile durează şi zeci de ani, în unele situaţii se rambleiază terenul şi se acoperă cu sol adus din alte zone [5, 15, 31].

2.2.2. Depozitele de steril

Depozitele de steril, cenuşi de termocentrală, zguri metalurgice acoperă suprafeţe care altfel ar fi avut altă destinaţie, iar particulele fine sunt antrenate de vânt, poluând alte terenuri sau ape. Precipitaţiile pot antrena haldele create, mărindu-le aria bazei şi acoperind în timp scurt obiectivele

din apropiere. Depozitele de gunoaie permit în plus, dezvoltarea paraziţilor care răspândesc microbi şi viruşi la distanţă [31, 46].

2.2.3. Metalele grele

Metalele grele ajung în sol din aer, apă şi nămoluri. De la suprafaţă coboară în sol prin procese de difuzie, adsorbţie, dizolvare şi antrenare cu apă, sau cu macroorganismele. În sol microorganismele le solubilizează, sau le transformă în suspensii în apă, ajungând astfel în rădăcinile plantelor. Din plante, metalele grele ajung şi se acumulează în organismele animalelor şi ale oamenilor [31].

Rezistenţa solului la poluarea cu metale grele diferă în funcţie de natura solului. Astfel, solurile argiloase reţin poluanţii mai mult, solurile neutre şi carbonatice reţin puternic, dar solurile nisipoase reţin cel mai puţin. De asemenea, cu cât textura solului este mai fină se reţin poluanţii mai mult în sol, de unde trec apoi în plante [46].

Poluarea solului cu metale grele provoacă [59, 68]:

- dezechilibre proceselor fizice, chimice şi biologice din sol;
- scăderea activităţii biologice;
- inhibarea proceselor de nitrificare;
- acţiune toxică pentru plante.

2.2.4. Deşeurile şi reziduurile din industria alimentară şi uşoară

Deşeurile şi reziduurile din industria alimentară şi uşoară constituie alte surse posibile de poluare a solurilor. Uneori se utilizează ca fertilizanţi, sau amendamente [31, 68].

2.2.5. Deşeurile şi reziduurile vegetale

Deşeurile şi reziduurile vegetale agricole şi forestiere încarcă solul cu nitraţi, agenţi patogeni şi facilitează înmulţirea buruienilor. Aceste materiale şi produsele lor de degradare în timp pot fi transportate de ape la distanţă, mărind astfel aria de răspândire a poluanţilor [59].

2.2.6. Dejecţiile animale

Dejecţiile animale aplicate excesiv ca îngrăşăminte afectează proprietăţile solurilor. Acestea pot conţine NaCl, biostimulatori, uree, medicamente, agenţi patogeni, care produc poluarea chimică şi biologică solurilor, scad permeabilitatea şi pot difuza până la pânzele de ape freatice, transformându-le în focare de substanţe chimice, viruşi etc. Tot din zootehnie pot rezulta substanţe de igienizare a grajdurilor (sodă, detergenţi), care contribuie la poluarea solurilor şi apelor [71, 75].

În privinţa cantităţilor, dejecţiile de porcine sunt cele mai mari. Pentru a putea fi utilizate în agricultură se analizează conţinutul lor de metale grele şi de viruşi, mai ale că unii viruşi, cum sunt cei enterici pot persista şi 9 luni.

Prin fermentaţie timp de 3 luni vara, sau 4 luni iarna, dejecţiile de porcine libere de agenţi patogeni se transformă într-un îngrăşământ valoros, numit compost. Nămolurile din zootehnie se mai pot stoca minim 6 luni, înainte de fi utilizate pentru fertilizarea păşunilor, sau 3 luni pentru câmp, sau o lună pentru câmpul arat şi însămânţat cu plante furajere [46, 84].

2.2.7. Dejecţiile umane

Dejecţiile umane apar în jurul micilor localităţi fără canalizare, a locurilor de campare, târguri, şantiere. Astfel de locuri devin focare de germeni patogeni ai difteriei, TBC - ului, febrei tifoide [71].

2.2.8. Nămolurile separate din apele uzate

Nămolurile separate din apele uzate conţin substanţe organice (cele provenite din industria alimentară, zootehnie, activităţile menajere), sau anorganice (cele provenite din industria metalurgică, prepararea minereurilor şi cărbunilor etc.). Se pot aplica în agricultură numai dacă conţinuturile de metale grele şi nemetale sunt sub limitele admise de standarde. Unele culturi, cum sunt cele de cartofi, morcovi pot suporta un conţinut mai ridicat de metale grele, dar altele, cum este salata nu acceptă [46].

Agenţii patogeni din nămol pot persista în sol şi în legume.

Nămolul se aplică cu o lună înainte de însămânţare, pentru a da posibilitate solului să reţină unii compuşi. La păşuni, animalele sunt aduse după ce nămolul a fost spălat de ploaie de pe frunze şi iarbă. Plantele sunt influenţate diferit de nămolul aplicat [31, 68].

2.2.9. Hidrocarburile

Hidrocarburile apar pe terenurile din jurul sondelor, rezervoarelor cu produse petroliere, rafinării, trasee de conducte, în caz de defecţiuni, accidente etc.

Pentru îndepărtarea hidrocarburilor din sol se efectuează [18, 31, 117]:

- lucrări de drenare, urmate de arderea solului;
- descompunerea petrolului cu microorganisme direct în sol;
- fertilizarea puternică cu azot etc.

2.2.10. Sărăturarea

Sărăturarea solurilor reprezintă acumularea de săruri solubile, în special de sodiu. Apare în zone aride şi semiaride, din cauze naturale şi antropice. Cauzele naturale ale procesului de sărăturare pot fi [46, 75]:

- creşterea nivelului apelor freatice mineralizate;
- aducerea la suprafaţă a unor straturi salifere.

Dintre cauzele antropice generatoare de sărăturare se evidenţiază [59]:

- irigările cu ape salinizate;
- suprapăşunatul;
- inundaţiile cu regim hidrosalin ireversibil;
- creşterea nivelului apelor freatice în sol şi chiar bălţiri în apropierea lacurilor de acumulare. Vara, apa se evaporă, concentrând astfel solul cu săruri;
- în apropierea sondelor, deoarece ţiţeiul se extrage împreună cu ape salinizate şi gaze.

În România peste 450.000 ha sunt sărăturate, deci nefertile, procesul de sărăturare continuând şi în prezent [111].

2.2.11. Acidifierea

Acidifierea înseamnă scăderea pH-ului solului sub valoarea 7. Solurile devin nefertile, creşte conţinutul de Al, scad conţinuturile în alţi ioni. Pe glob, aproximativ 20 % din soluri sunt acidifiate, iar în România aproximativ 2 milioane ha. Cauzele producerii acestui proces sunt fie naturale (existenţa unor soluri argiloase, silicatice, cu hidroxizi de fier şi aluminiu, sau din descompunerea microbiologică a substanţelor organice în alte tipuri de soluri), fie antropice (aplicarea unui exces de fertilizanţi, ploi acide) [5, 59].

Pe solurile acide masa biologică se reduce. Astfel dacă scade pH-ul solului doar cu o unitate, de la 5,8 la 4,8, recoltele de grâu au scăzut de la 5 % la 32 %, iar cele de porumb de la 5 % la 23 % [71, 94, 108].

2.2.12. Excesul de apă

Excesul de apă poate curge la suprafaţă, poate bălti, sau se infiltrează în sol.

Efectele excesului de apă sunt diverse, de la influenţarea peisajului, la influenţarea nutriţiei plantelor, prin lipsa oxigenului, putrezire, sărăturare, recoltele sunt distruse în proporţie de 10 ÷ 40 %. Pe glob, 8 % din suprafaţa uscatului este afectată de un exces de umiditate, iar în România, 3,6 milioane ha [46, 75].

2.2.13. Carenţele de diverse elemente nutritive

Carenţele de diverse elemente nutritive din sol, ca şi excesele provoacă dezechilibre în nutriţia plantelor. Astfel, carenţa de azot produce necroze, iar excesul de azot reduce recoltele, rezistenţa la boli, dăunători, transport şi depozitare. Sunt afectate culturile de cartofi, sfeclă, legume, fructe. Analizele de furaje, legume, sânge şi lapte de animale au arătat conţinuturi de azotaţi, care sunt mai mari la rădăcinoase (morcov, ridichi, ţelină) şi mărar, decât la legumele cu frunze mari (pătrunjel, spanac, salată) [65].

2.2.14. Compactarea (tasarea)

Compactarea (tasarea) solurilor se produce ca urmarea unor lucrări agricole efectuate cu maşini grele, din lipsa asolamentelor, sau a păşunatului excesiv. Prin compactare se reduce aeraţia şi circulaţia apei. Dacă tasarea depăşeşte 30 cm de sol, degradarea este ireversibilă, deci permanentă [15, 46].

Estimările realizate evidenţiază faptul că circa 4 % din solurile Europei sunt afectate de procesele de degradare prin compactare, dar datele nu sunt precise şi exacte. În acord cu studiile recent efectuate mai mult de o treime din solurile Europei prezintă susceptibilitate la apariţia proceselor de degradare prin compactare în straturile sau orizonturile de sub cel de suprafaţă (fig. 13) [5, 7].

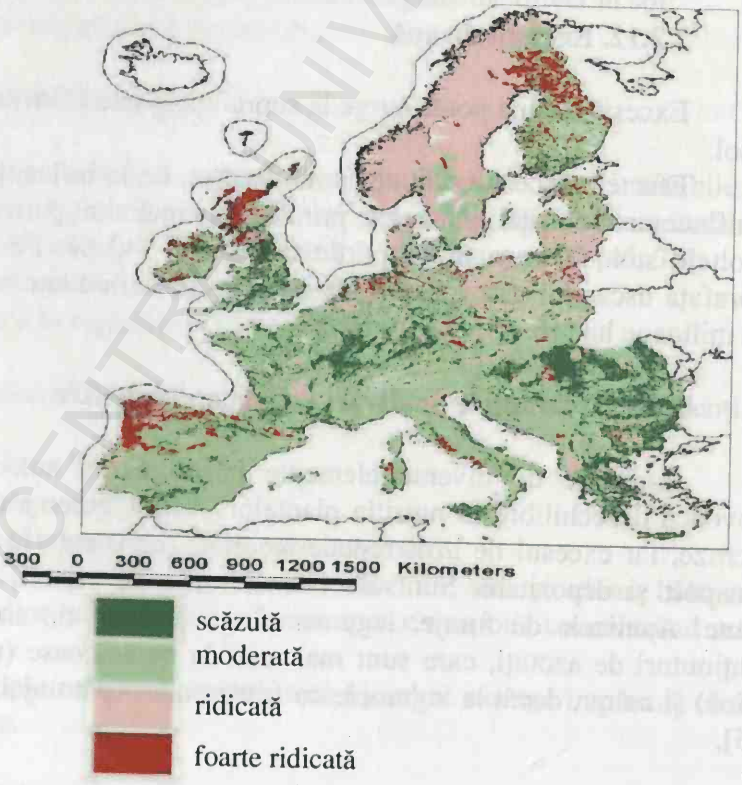


Fig. 13. Harta Europei cu privire la susceptibilitatea solului la compactare [5, 7].

2.2.15. Degradarea structurii solului

Degradarea structurii solului apare imediat după luarea în cultură a solului, chiar în condiţiile agriculturii extensive, nemecanizate şi nechimizate. Degradarea solului este astfel, în anumite limite, ca şi scăderea conţinutului de humus de altfel, un fenomen inerent luării în cultură a solului [15, 31].

La degradarea structurii contribuie două grupe de cauze principale. În primul rând, este vorba despre modificarea chimismului solului prin scăderea conţinutului de humus şi, uneori, ca urmare îndeosebi a fertilizării neechilibrate sau a irigării cu apă de calitate nesatisfăcătoare, prin alcalizarea sau acidifierea solului. În al doilea rând se înscriu acţiunile directe de distrugere a elementelor structurale, printre care prăfuirea solului ca urmare a lucrării excesive sau la umiditate necorespunzătoare, compactarea datorită traficului exagerat mai ales când este efectuat pe sol umed, formarea crustei sub acţiunea picăturilor de ploaie sau a irigaţiei prin aspersiune etc. Efectul acţiunii directe de distrugere de genul celor menţionate este la rândul lui influenţat, intensificat, de modificările de chimism al solului, care reduc, uneori sensibil, rezistenţa mecanică a elementelor [15, 16].

2.2.16. Trecerea terenurilor agricole şi silvice spre alte utilizări

Trecerea terenurilor agricole şi silvice spre alte utilizări (casnic, industrial, drumuri etc.) produce dezechilibre ecologice puternice în zonă, ajungându-se la eroziunea solului, degradare, surpare, dispariţia unor specii etc. [71, 75].

2.2.17. Pesticidele

Pesticidele acţionează numai într-o mică proporţie (3 ÷ 40 %) în scopul pentru care au fost utilizate, restul împrăştiindu-se în aer, apă şi pe sol. Se apreciază o creştere în ultimii ani a rezistenţei dăunătorilor la pesticide, ceea ce a determinat aplicarea acestora în cantităţi mai mari şi crearea de noi pesticide, cu toxicitate superioară. Ca efect letal, se apreciază că 0,1 kg de pesticid actual acţionează ca şi 2 kg de DDT [75, 84].

Analizele au pus în evidenţă existenţa circuitului pesticidelor în natură. Astfel, pesticidele pot ajunge în aer şi de aici pe plante, în sol şi în apă. De pe plante, pesticidele ajung prin lanţuri trofice la om. De la vegetaţie, animale şi oameni, pesticidele ajung din nou în sol şi apă. În apă, pesticidele trec în plancton, de aici la nevertebrate, peşti şi în final la om. Şi sedimentele de pe fundul apelor pot conţine pesticide [3, 7].

2.2.18. Poluarea biologică a solului

Poluarea biologică a solului: numărul de germeni din sol este condiţionat de încărcătura acestuia în substanţe organice şi de condiţiile care influenţează viaţa microflorei (temperatură, umiditate şi aer). Clasificarea microflorei din sol se face după criteriul persistenţei în [65]:

- Microfloră permanentă (autohtonă) reprezentată de germenii readaptaţi la solul neîngrăşat;
- Microfloră temporară care dispare după descompunerea acestora;
- Microfloră de tranziţie adusă prin îngrăşămintele organice, secreţii, excreţii, cadavre. Aceasta este reprezentată de germenii patogeni sau condiţionat patogeni pentru om şi animale cu prezenţă temporară;
- Microflora solului este constituită din: virusuri, bacterii, actinomicete, miceţi şi alge;
- Virusurile patogene pentru animale au viaţă limitată în sol;
- Bacteriile din sol pot fi saprofite condiţionat patogene şi patogene. Bacteriile de poluare cu excepţia celor sporulate care rezistă o perioadă îndelungată în sol au o viaţă limitată datorită lipsei condiţiilor de existenţă;
- Actinomicetele sunt mai numeroase în solurile bogate în substanţe organice. În general sunt saprofite dar se întâlnesc şi specii parazite accidental capabile de a produce infecţii la animale;
- Miceţii cu o pondere mai mare se întâlnesc la suprafaţa superficială a solului;
- Algele au o importanţă deosebită în circuitul materiei în natură prin asigurarea circuitului carbonului (alge autotrofe) şi scindarea substanţelor poluante (alge heterotrofe);

O altă categorie de bacterii o reprezintă psalmonelele (Escherichia coli, Clostridium perfringens, bacteriofagii, entero viruşii, bacteriile tifice, ouăle de helminţi) care reprezintă o altă sursă de contaminare a solului

atunci când acesta este irigat cu ape uzate provenite în special de la crescătoriile de porci [3].

2.2.19. Poluarea radioactivă

Poluarea radioactivă este de dată mai recentă dar este în continuă extindere ca urmare a depunerilor radioactive din atmosferă dar şi din depozitarea pe sol a izotopilor radioactivi.

Substanţele radioactive depăşind anumite limite, ajunse pe sol pot constitui surse importante de poluare. Trebuie amintit că în sol, în general, se găsesc următoarele substanţe radioactive: Kaliu, Toriu, Uraniu, Cesiu 134/137 şi Stronţiu 90 cu perioadă de fisiune practic lungă (25 ÷ 50 de ani) [59, 71].

2.3. Situaţia solurilor degradate din România

Situaţia terenurilor din România, prezintă următoarele valori: din totalul de 14,8 mil ha teren, terenurile arabil erau 9,36 mil ha, păşunile 4,83 mil ha, livezile 0,30 mil ha şi podgoriile 0,30 mil ha. Poluarea însă afectează mari suprafeţe de teren şi la noi în ţară. Situaţia solurilor degradate în România, din diferite cauze este prezentată sintetic în tabelul 13 [110].

Tabelul 13.

Situaţia solurilor degradate din România [110].

Nr. crt.	Soluri degradate	Milioane ha
1.	- teren agricol în pantă supus eroziunii apelor	6
2.	- erodate de vânt	0,7
3.	- cu aciditate	2,3
4.	- cu exces de umiditate	5,6
5.	- sărăturat	0,5
6.	- cu cruste	4,5
7.	- cu conţinut redus de humus	7,5
8.	- cu conţinut redus de P	4,7
9.	- cu conţinut redus de N	3,7
10.	- cu carenţă de Zn	1,5
11.	- poluate cu pesticide	0,05
12.	- poluate cu hidrocarburi şi cenuşă	0,05
13.	- poluate de industrie	0,9

2.4. Factorii care influenţează poluarea solului

2.4.1. Comportarea poluanţilor în sol

După pătrunderea în mediul geologic, poluanţii suferă fenomene de: transport, transformare, transfer, acumulare şi fixare (fig. 14). Aceste fenomene contribuie la răspândirea şi distribuţia lor în elementele mediului geologic (sol, formaţiuni geologice, ape subterane) şi la modificarea structurii chimice a mediului geologic [1, 2, 4, 21, 33, 37, 38, 41, 47, 48, 80, 82, 105].

Transportul poluanţilor în mediul geologic constă în deplasarea poluanţilor în sol, subsol la o distanţă de sursă. Deplasarea poluanţilor se realizează prin [1, 38, 47, 105]:

- difuzie, deplasarea moleculelor de poluant în toate direcţiile, favorizată de gradientul de concentraţie;
- deplasarea pe orizontală a poluantului odată cu fluidul purtător, aer sau apă, pe direcţia de deplasare a fluidului.

Transformarea poluanţilor în mediul geologic constă în modificări structurale ale acestora care au loc în sol, subsol, conducând la transformarea lor în alţi compuşi prin [37, 38, 54, 56]:

- **procese chimice:** oxidare, reducere, neutralizare, eliminare, substituţie, fotoliză;
- **procese biologice:** procese metabolice, descompunerea bacteriană.

Mediul geologic este un sistem tridimensional, trifazic, foarte complex, ca urmare şi poluanţii se pot dispersa tot tridimensional.

Pentru evaluarea corectă a poluării mediului geologic este necesar să se cunoască modul de dispersie a poluanţilor în mediul geologic, respectiv înţelegerea proceselor de transfer a poluanţilor dintr-o fază în alta, tridimensional, dintr-un element al mediului geologic în alt element al acestuia [46, 47, 64, 81].

Distribuţia/dispersia poluanţilor în mediu poate fi caracterizată de fenomene de [38, 83, 97]:

- transfer solid-lichid;
- transfer lichid-lichid;

- transfer lichid-gaz;
- bioacumulare (transfer apă-alte lichide).

Poluarea mediului geologic prin transfer de masă se dezvoltă în sisteme eterogene, poluantul trecând dintr-o fază în alta (apă-aer, aer-sol, apă-formaţiune geologică, aer-poluant, apă-poluant etc.) prin [47, 97, 105]:

- evaporare/condensare;
- adsorbţie/desorbţie;
- solubilizare/precipitare etc.

Toate aceste trei categorii de fenomene (transport, transformare, transfer de masă) se desfăşoară simultan în mediul geologic.

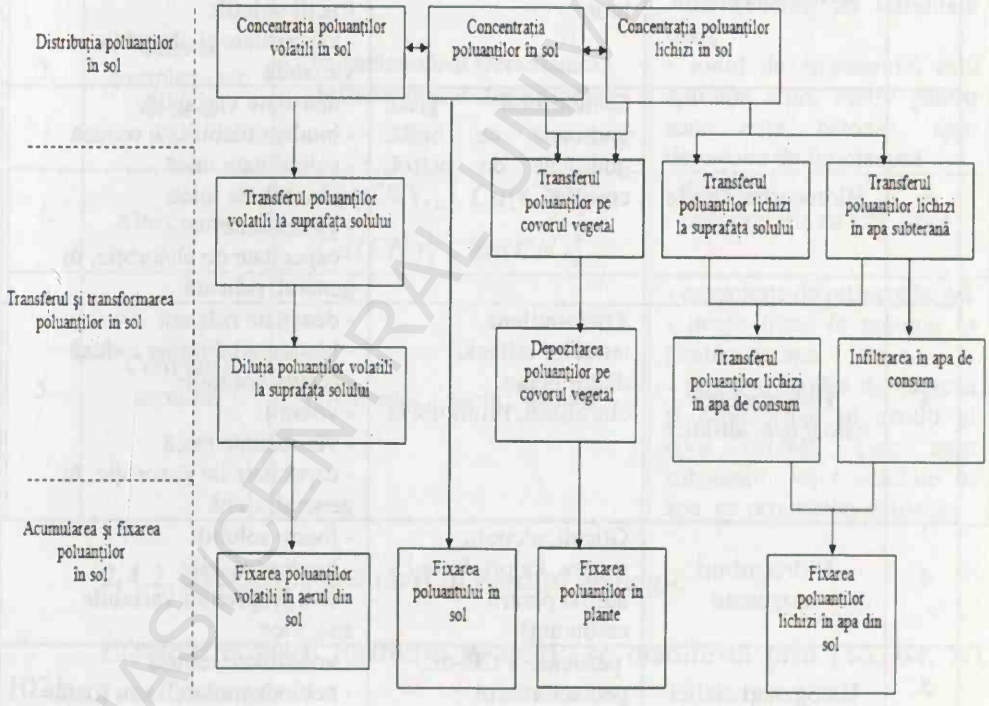


Fig. 14. Schema comportării poluanţilor în sol [21, 37, 46, 105].

Atât procesele care se desfăşoară în sistemele omogene, cât şi cele care se desfăşoară în sistemele eterogene depind de [1, 38, 105]:

- proprietăţile poluantului (tab. 14 şi tab. 15);
- proprietăţile solului, formaţiunilor geologice, apelor subterane;
- proprietăţile mediilor cu care poluantul vine în contact (mediul de transport, mediul receptor).

Tabelul 14.

Poluanţi organici [1, 105].

Nr. crt.	Grupa de poluanţi	Principalii poluanţi	Proprietăţi comune
1.	Hidrocarburi petroliere curente	Benzină, motorină, combustibil pentru încălzire, carburanţi pentru aviaţie, petrol brut	- mai uşori decât apa - biodegradabili - în general puţin solubili - volatili sau deţinători ai unei fracţii volatile - vâscozitate şi absorbţie variabile
2.	Hidrocarburi grele	Combustibil greu, gudroane de huilă, gudroane de petrol, creozot	- densitate variabilă - biodegradabilitate redusă - solubilitate mică - volatilitate mică - vâscozitate - capacitate de absorbţie, în general, ridicată
3.	Hidrocarburi halogenate alifatice	Tricloretilenă, tetraclor etilenă, diclormetan, cloroform, bromoform	- densitate ridicată - biodegradabilitate redusă - relativ solubili - volatili - vâscozitate mică - capacitate de absorbţie, în general, slabă
4.	Hidrocarburi oxigenate	Glicoli, alcooli, cetone, fenoli, furani, aditivi pentru carburanţi	- foarte solubili - biodegradabili - alte proprietăţi variabile specifice
5.	Halogenaţi ciclici	pesticide, PCB-uri, pentaclorfenol	- volatilitate redusă - nebiodegradabili sau foarte puţin biodegradabili

Pentru unii poluanţi solul reprezintă un mediu de transport (de exemplu, poluanţii solubili în apă sunt transportaţi prin intermediul solului ca factor de transport din precipitaţii în acvifer) [47, 54, 56].

BUJIASCENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Pentru alţi poluanţi solul reprezintă un rezervor (de exemplu, pentru unele metale grele care formează compuşi greu solubili).

Tabelul 15.

Poluanţi anorganici [1, 105].

Nr. crt.	Grupa de poluanţi	Principalii poluanţi	Proprietăţi comune
1.	Metale grele	Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Ba, Hg, Pb	- capacitatea de absorbţie - capacitatea de complexare - capacitatea de precipitare
2.	Alte substanţe minerale	Acizi, baze, săruri, cloruri, nitraţi	- capacitatea de absorbţie - capacitatea de complexare - capacitatea de precipitare
3.	Cianuri complexe ale fierului	Hexacianoferit (fericianura), hexacianoferat (ferocianura)	- în general, au stabilitate mare - ionul de ferocianură este aproape inert, motiv pentru care este netoxic, spre deosebire de fericianură
4.	Alte cianuri	$Ag(CN)_2^-$, $Cu(CN)_3^{2-}$, $Cd(CN)_4^{2-}$, $Zn(CN)_4^{2-}$	- disocire - concentraţie de CN^- liber
5.	Compuşii azotului	Amoniac, azotiţi, azotaţi	- capacitate de reţinere în sol - poate trece în amoniu în contact cu apa - poate fi oxidat de bacterii şi transformat în azotiţi şi apoi azotaţi, care sunt substanţe uşor solubile în apă, cu proprietăţi oxidante

2.4.2. Efecte ale poluării în mediul geologic

Efectele poluării mediului geologic se manifestă prin [46, 64, 80, 102]:

- modificarea calităţii fizico-chimice şi biologice a solului;
- modificarea calităţii fizico-chimice şi biologice a apelor subterane;
- modificarea calităţii fizico-chimice şi biologice a formaţiunilor geologice;

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

- apariţia în sol/ape subterane/formaţiuni geologice a unor acumulări de poluanţi care devin la rândul lor surse de poluare;
- apariţia de restricţii de utilizare a unor categorii de resurse naturale geologice;
- apariţia de zone ale mediului geologic cu risc semnificativ asupra sănătăţii mediului pentru care se pot institui restricţii sau interdicţii de acces şi utilizare;
- afectarea ecosistemelor terestre.

Din mediul geologic, unii poluanţi cu toxicitate şi mobilitate foarte mare ajung în sol (prin intermediul apelor subterane), în apele de suprafaţă, în aer, în plante.

2.4.2.1. Evaluarea poluării solului şi subsolului din punct de vedere hidrogeologic

De la suprafaţa solului spre profunzime se disting două zone [22, 102, 105]:

- zona nesaturată, în care porii sunt umpluţi parţial cu apă, parţial cu aer, fapt ce permite coexistenţa la acest nivel a fazelor solidă, lichidă şi gazoasă;
- zona saturată, în care porii sunt umpluţi în totalitate cu apă, iar componenta dominantă de curgere a lichidelor ajunse la acest nivel coincide cu direcţia de curgere a apei subterane.

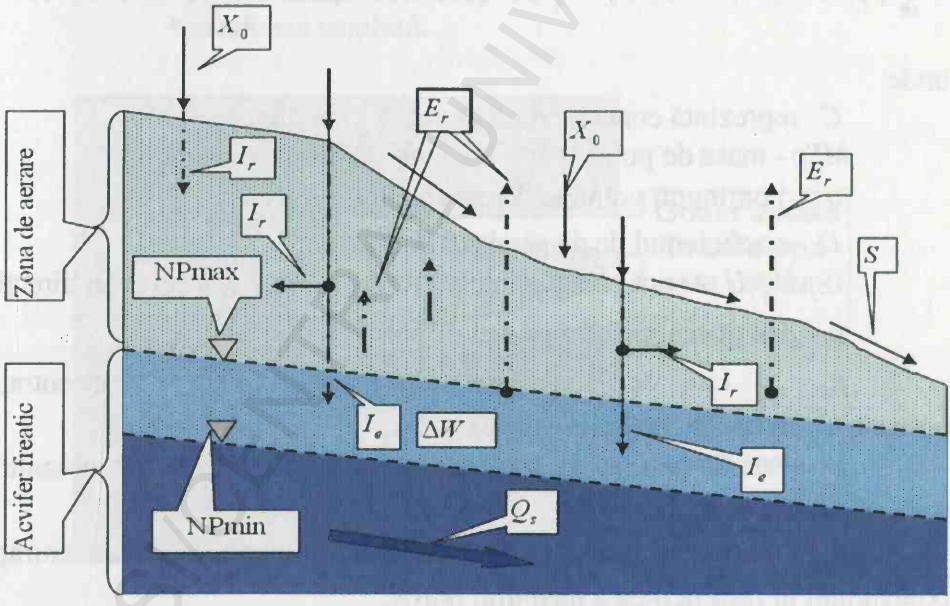
a) Zona nesaturată (de aerare/vadoasă) a acviferelor freatice este sediul unor intense fenomene de transfer a apei subterane, preponderent pe verticală [infiltrare (I_r), evapotranspiraţie (E_r)], prezentate în figura 15 [54, 80, 98].

Caracteristicile acestei zone determină viteza de deplasare a poluanţilor de la sursele de suprafaţă (concentrate/difuze) spre acvifere unde vitezele de deplasare cresc mult [80, 102, 105].

Descrierea matematică a dispersiei unui poluant într-un mediu poros nesaturat, ţinând seama şi de schimburile de masă dintre faze.

În cazul unui mediu poros nesaturat, porii nu sunt plini cu apă. Astfel, soluţia formată din apă şi poluant nu va ocupa tot volumul porilor ci numai o parte, corespunzătoare conţinutului volumic de umezeală (θ) [1, 2, 4, 22, 32].

Sistemul format din materialul solid (matricea poroasă), aerul (faza gazoasă) şi apa din pori (faza lichidă), în care pătrunde un poluant, este supus unor procese multiple de transformare. Acestea sunt în general clasificate în procese de: filtrare, adsorbţie, schimb ionic, dizolvare şi precipitare, schimb cu exteriorul (prin rădăcina plantelor sau prin puţuri) [1, 2, 33, 47, 57].



X_0 – precipitaţii;
$Np_{max/min}$ – nivel percolativ maxim/minim;
I – infiltrare;
S – scurgere de suprafaţă;
E_r – evotranspiraţia;
Q_s – scurgere subterană.

Fig. 15. Componentele bilanţului apei pentru zona vadoasă (de aerare) şi acviferul freatic [54, 98, 105].

Adsorbţia şi desorbţia constau în schimbul de molecule şi ioni între faza solidă şi cea lichidă. Adsorbţia presupune trecerea, ataşarea unor molecule sau ioni din soluţia lichidă în faza solidă, provocând o scădere a concentraţiei soluţiei într-un punct, la un moment dat şi o întârziere a transportului poluant. Desorbţia este trecerea unor molecule sau ioni din faza solidă în soluţia lichidă, provocând o creştere a concentraţiei soluţiei într-un punct, la un moment dat [64, 72, 81].

Ecuaţia care defineşte transferul de masă într-un volum elementar de mediu poros nesaturat este [95, 98]:

$$div\left[\theta_u(x,y,z,t)\cdot D(x,y,z,t)\cdot\rho(x,y,z,t)\cdot\left(grad\frac{C(x,y,z,t)}{\rho(x,y,z,t)}\right)\right]-div\left[U(x,y,z,t)\cdot C(x,y,z,t)\right]= \quad (25)$$
$$=\frac{\partial}{\partial t}\cdot\left(\theta_u(x,y,z,t)\cdot C(x,y,z,t)+\rho_b\cdot MS\right)+\mu_w\cdot\theta_u(x,y,z,t)\cdot C+\mu_s\cdot\rho_b\cdot MSp-\gamma_w\cdot\theta(x,y,z,t)-\gamma_s$$

unde:

C reprezintă concentraţia volumică a soluţiei;

MSp - masa de poluant adsorbită de matricea poroasă;

θ_u - conţinutul volumic de umezeală din sol;

D - coeficientul de dispersie al poluantului;

U_z, U_y, U_x - sunt componentele vitezei Darcy după cele trei direcţii;

ρ_b - densitatea medie a probei de sol;

μ_w - rata de descreştere (de ordinul întâi) a concentraţiei poluantului în faza lichidă a mediului poros;

μ_s - rata de descreştere (de ordinul întâi) a concentraţiei poluantului în faza solidă a mediului poros;

γ_w - rata de creştere sau producţie (de ordinul zero) a concentraţiei poluantului în faza lichidă a mediului poros;

γ_s - rata de creştere sau producţie (de ordinul zero) a concentraţiei poluantului în faza solidă a mediului poros.

b) Zona saturată este un filtru puternic pentru accesul poluanţilor în subteran şi de aceea este necesară cunoaşterea caracteristicilor acesteia precum [98, 101, 115]:

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

- grosimea;
- matricea minerală (fig. 16):
  - granulozitatea;
  - porozitatea;
  - permeabilitatea.

- fluidele prezente în zona nesaturată:
  - gaze;
  - fluide miscibile;
  - fluide nemiscibile: mai uşoare ca apa sau mai grele ca apa.

- interacţiunea fluide - teren acvifer:
  - umiditate/grad de saturare;
  - tensiunea interfacială;
  - presiunea capilară.

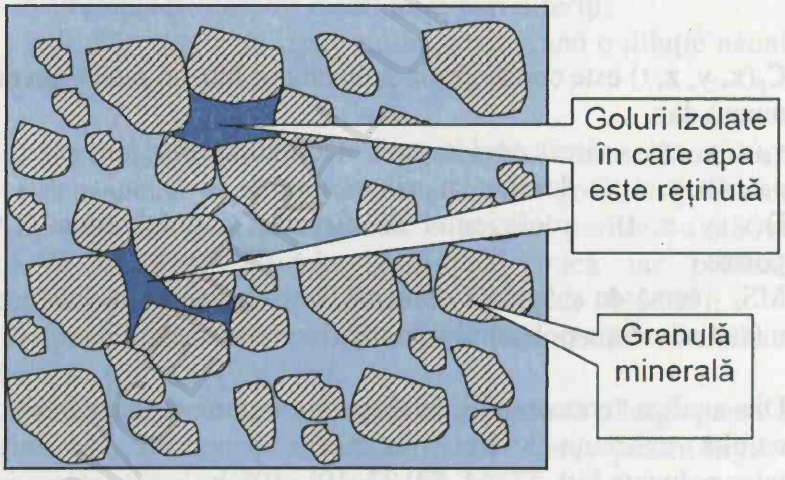


Fig. 16. Reprezentarea schematică a matricei minerală granulare cu porozitate activă de 25% (pietrişuri şi nisipuri) [97, 105].

Grosimea zonei nesaturate, dacă este suficient de mare şi alcătuită din terenuri cu granulaţie fină şi permeabilitate mică, cu un deficit de umiditate semnificativ, poate asigura o reducere a vulnerabilităţii la poluare a acviferelor [98, 105].

Caracteristicile matricei minerale se sintetizează în valoarea coeficientului de permeabilitate pentru a cărui evaluare este necesară parametrizarea caracteristicilor spaţiului poros, caracteristici determinate de granulozitatea terenurilor [105].

Descrierea matematică a dispersiei unui poluant într-un mediu poros saturat.

Ecuaţia care descrie fenomenul de transfer de masă, într-un fluid care circulă printr-un mediu poros este [37, 38, 48, 54, 56, 95, 98]:

$$\frac{\partial C_p(x,y,z,t)}{\partial t} = div\left[D(x,y,z,t)\cdot\rho_{ames}(x,y,z,t)\cdot\left(grad\frac{C_p(x,y,z,t)}{\rho_{ames}(x,y,z,t)}\right)\right] - \quad (26)$$
$$-div\left[v_a(x,y,z,t)\cdot Cp(x,y,z,t)\right] + MS_r$$

unde:

$C_p(x, y, z, t)$ este concentraţia poluantului într-un punct din domeniu, la un moment dat;

$v_a(x, y, z, t)$ - viteza apei în porii mediului saturat;

$\rho_{ames}(x, y, z, t)$ - densitatea amestecului;

$D(x, y, z, t)$ - coeficientul de dispersie a poluantului în apa din mediul poros;

MS_r - sursă de substanţă poluantă, într-un punct sau într-o zonă din domeniu (sau adsorbţia poluantului în matricea poroasă).

Din analiza fenomenului de dispersie a unui poluant într-un mediu poros rezultă existenţa a trei mecanisme principale, de migraţie a substanţelor poluante [49, 57, 64, 83, 93, 101, 105]:

- convecţia (advecţia);
- difuzia moleculară;
- dispersia mecanică sau cinematică.

Prin **convecţie (advecţie)** se înţelege antrenarea elementelor în soluţie, în mişcarea fluidului care se deplasează [64, 105].

Difuzia moleculară este un fenomen fizic legat de agitaţia moleculară. Într-un fluid în repaus, mişcarea browniană provoacă deplasarea particulelor în toate direcţiile spaţiului. Dacă concentraţia fluidului este omogenă în spaţiu, două puncte vecine trimit, în medie, acelaşi număr de particule unul spre celălalt, iar agitaţia moleculară nu modifică concentraţia soluţiei. Dacă există un gradient de concentraţie între două puncte vecine, punctul cu concentraţie mai ridicată va trimite, în medie, mai multe particule în toate direcţiile, decât punctele cu concentraţie slabă. Rezultatul acestei agitaţii moleculare va fi un transfer de particule dinspre zona cu concentraţie mai ridicată spre cea cu concentraţie mai scăzută [57, 79, 83, 105].

Dispersia cinematică (mecanică) este un fenomen de amestec, legat de eterogenitatea vitezelor microscopice.

Dispersia cinematică ar putea fi rezumată prin următoarele aspecte [80, 93, 101, 105]:

- o propagare mai rapidă a elementelor transportate în axa porilor;
- o diferenţă a vitezelor medii între pori diferiţi;
- liniile de curent se întrepătrund, provocând o diluţie neuniformă a concentraţiei.

c) **Permeabilitatea** este o caracteristică intrinsecă a formaţiunilor geologice dependentă de **dimensiunea şi forma** golurilor prin care se pot deplasa fluidele. Cu cât este mai mare diametrul porilor cu atât rezistenţa mediului la curgerea fluidelor este mai mică iar permeabilitatea formaţiunilor geologice este mai mare (fig. 17) [92, 101, 105].

Permeabilitatea se cuantifică prin intermediul coeficientului de permeabilitate (fig. 18) [93, 105].

Sedimentele granulare neconsolidate prezintă o largă gamă de valori ale coeficientului de permeabilitate, de la 10^{-6} darcy pentru argile până la 10^{3} darcy pentru pietrişuri bine sortate [92, 105].

Valoarea coeficientului de permeabilitate este în funcţie de deschiderea porilor. Cu cât granulozitatea sedimentelor este mai fină şi drept consecinţă dimensiunea porilor mai redusă, creşte suprafaţa de contact a fluidelor cu particulele solide şi rezistenţa la curgere, permeabilitatea reducându-se [46, 57, 93].

Sedimentele bine sortate au coeficientul de permeabilitate proporţional cu dimensiunea granulelor. Pentru depozitele nisipoase

aluvionare neconsolidate, care intră în categoria sedimentelor cu o sortare bună, au fost observate câteva caracteristici generale [57, 64, 93]:

- coeficientul de permeabilitate este proporţional cu mediana dimensiunii granulelor; pentru un diametru median dat, permeabilitatea scade o dată cu creşterea abaterii standard a dimensiunii particulelor (acest lucru se explică prin creşterea neomogenităţii şi umplerea porilor mari cu granule fine);
- sedimentele grosiere au o mai pronunţată reducere a permeabilităţii la creşterea abaterii standard.

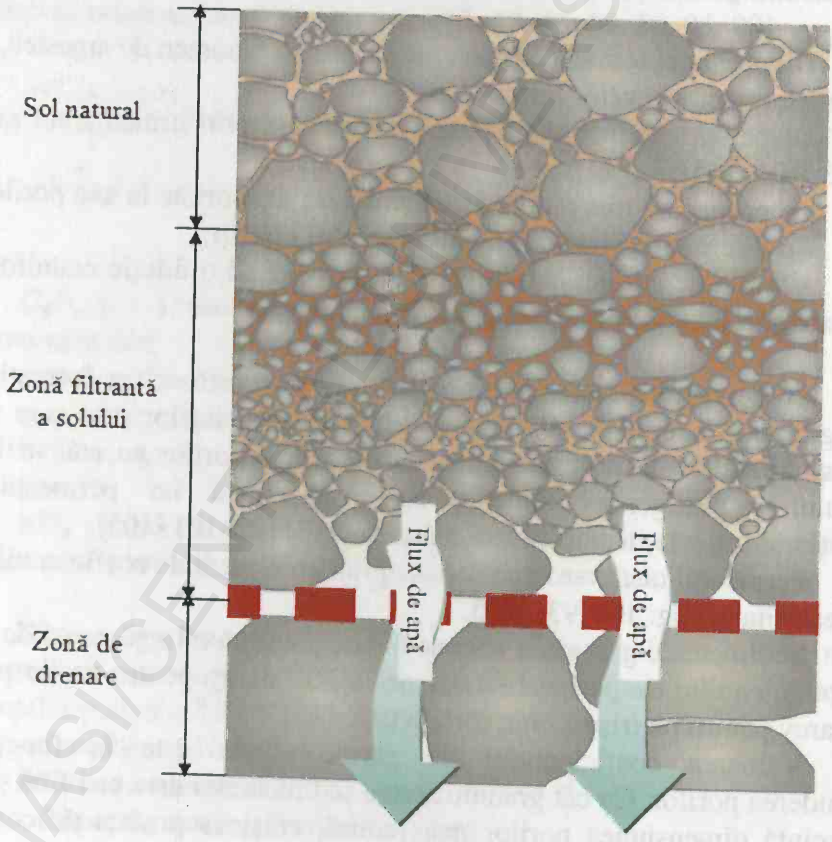


Fig. 17. Filtru natural de sol [92, 101, 105].

Sedimentele cu o distribuţie bimodală a diametrelor granulelor au o permeabilitate mai mică decât cele cu o distribuţie unimodală (datorită caracterului neomogen). Parametrii statistici cu care este corelată permeabilitatea fiind calculaţi numai pe baza dimensiunii granulelor (forma granulelor nu este luată în considerare), este puţin probabil ca aceste caracteristici să fie valabile pentru orice nisipuri aluvionare [91, 105].

Permeabilitatea rocilor este determinată de [64, 105]:

- dimensiunea şi forma porilor formaţi o dată cu consolidarea sedimentelor (porozitatea primară);
- dimensiunea şi forma porilor formaţi după consolidarea sedimentelor (porozitatea secundară) prin fisurarea rocilor şi procesele de dizolvare.

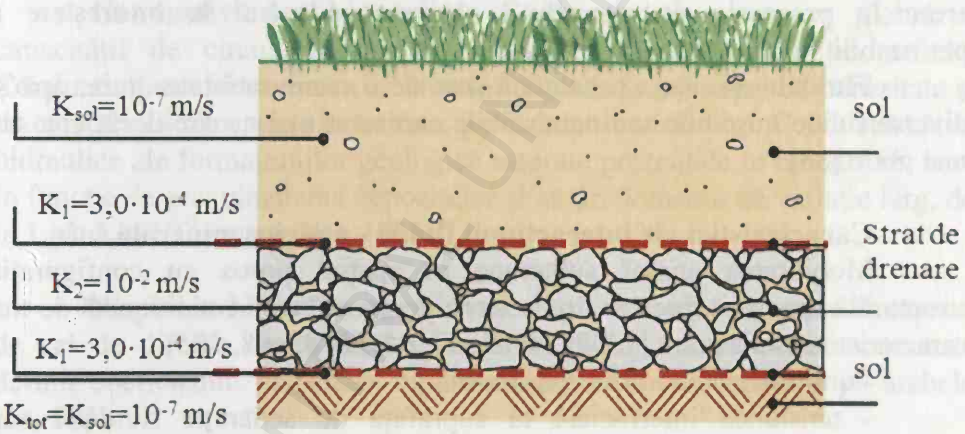


Fig. 18. Caracteristicile solurilor şi sistemelor de drenare (K_{tot} este determinat de stratul de sol cel mai puţin permeabil) [93, 105].

Rocile sedimentare clastice au o permeabilitate primară similară cu cea a sedimentelor neconsolidate, dar puţin redusă datorită proceselor de cimentare şi compactare care au loc în procesul de diageneză. Permeabilitatea primară este condiţionată de structurile de sedimentare cum ar fi stratificaţia, care amplifică anizotropia depozitelor [46, 105].

Rocile cristaline, de origină magmatică sau metamorfică, au o permeabilitate primară redusă. Porozitatea primară a acestor roci este foarte

redusă, astfel că fluidele au foarte puţini pori prin care să circule. Excepţie de la această regulă fac rocile efuzive cu o porozitate primară ridicată. Permeabilitatea secundară a rocilor cristaline este datorată proceselor de fisurare. Creşterea permeabilităţii secundare este datorată numărului şi dimensiunilor fracturilor dar şi proceselor de dizolvare care se declanşează o dată cu circulaţia fluidelor prin fisuri [57, 64].

Rocile de precipitaţie chimică (calcarul, dolomitul, gipsul, sarea gemă) au permeabilitate datorată în principal proceselor de dizolvare ce se produc la circulaţia fluidelor pe fisuri [57, 105].

Procesele de alterare exogenă contribuie la creşterea permeabilităţii tuturor tipurilor de roci. Numărul, dimensiunea porilor, deschiderea fisurilor cresc în procesele de alterare a rocilor conducând la o creştere a permeabilităţii acestora [46, 105].

Fluidele din zona nesaturată sunt de o mare varietate: gaze, apă şi diverse fluide miscibile sau nemiscibile care sunt mai uşoare decât apa sau mai grele [83].

Caracteristici ale interacţiunii fluide - matrice minerală.

Mobilitatea apelor subterane în spaţiul poros cu configuraţia structurală specifică fiecărui tip de teren permeabil este condiţionată de trei caracteristici elementare [1, 37, 54, 56, 57, 64, 66, 83, 98, 105]:

- umiditatea terenurilor permeabile;
- tensiunea interfacială la suprafaţa de separaţie fluid/aer sau fluid/rocă;
- presiunea capilară.

Gradul de mobilitate al apei este direct proporţional cu **umiditatea terenurilor**, mobilitatea maximă a apei subterane într-un anumit teren permeabil fiind atinsă când spaţiul poros este saturat [54, 105].

Tensiunea interfacială este responsabilă de toată gama de fenomene de capilaritate din vecinătatea suprafeţei libere a acviferelor şi din zona de aerare, şi condiţionează mobilitatea apelor subterane şi a fluidelor miscibile şi imiscibile prezente în acvifere [1, 67].

Presiunea capilară este componenta esenţială a potenţialului responsabil de deplasarea fluidelor în zona nesaturată [37, 64, 67].

Caracteristicile hidrofizice ale terenurilor.

Formaţiunile permeabile în care sunt acumulate acviferele sunt saturate şi în această situaţie parametrii esenţiali pentru estimarea migraţiei poluanţilor sunt cei ai interacţiunii fluide-matrice minerală [1, 57, 64, 67, 83, 98, 105]:

- conductivitate hidraulică;
- difuzivitate hidraulică;
- dispersie hidrodinamică;
- izoterme de sorbţie.

Conductivitatea hidraulică (Chd) este un parametru global al capacităţii de circulaţie a apei subterane prin terenurile permeabile. Conductivitatea hidraulică a acviferelor depinde în principal de porozitate şi de caracteristicile apei (vâscozitate, greutate volumică etc.). Conductivităţile hidraulice ale formaţiunilor geologice saturate prezentate în tabelul 16 sunt în funcţie de granulozitatea depozitelor şi au un domeniu de variaţie larg, de la 1 până la 10^{-6} cm/sec [83, 105].

Dispersia hidrodinamică. Procesul de advecţie nu poate fi separat de cel de difuzie moleculară a contaminantului, motiv pentru care este definit coeficientul dispersiei hidrodinamice care le cuantifică pe ambele [64, 98].

Coeficientul de dispersie hidrodinamică exprimă suprafaţa pe care se "împrăştie" contaminantul în unitatea de timp sub efectul difuziei şi dispersiei [105].

Izoterme de sorbţie. Substanţele dizolvate în apă sunt supuse unui mare număr de procese care au ca efect îndepărtarea lor din apă. Ele pot fi fixate prin sorbţie de granulele minerale ale terenurilor în care sunt acumulate acviferele, fixate de carbonul organic din apă, precipitate în reacţie cu diverşi compuşi din apă, degradate biotic sau abiotic [57, 105].

Efectul proceselor chimice asupra transportului contaminantului este determinat de compoziţia chimică a apelor subterane, de condiţiile de

presiune şi temperatură şi au ca efect reducerea concentraţiei fluidului miscibil (contaminantului) sau degradarea lui până la dispariţie [64, 83].

Tabelul 16.

Valori medii ale conductivităţii hidraulice şi ale coeficientului de permeabilitate [83, 105].

Nr. crt.	Caracterizarea rocii	Conductivitatea hidraulică (Chd) pentru ape cu mineralizaţie redusă la t=20° C		Coeficientul de permeabilitate (K)	
		[m/zi]	[cm/sec]	[cm^2]	[darcy]
1.	Roci cu permeabilitate foarte mare (bolovănişuri şi pietrişuri cu nisipuri grosiere, calcare şi roci intens fisurate)	$100 \div 1000$ şi mai mare	$0,12 \div 1,16$	$1,2\times10^{-6} \div 1,2\cdot10^{-5}$	$116 \div 1160$
2.	Roci cu permeabilitate mare (bolovănişuri şi pietrişuri colmatate cu nisip fin, nisipuri grosiere, roci fisurate)	$10 \div 100$	$0,012 \div 0,12$	$1,2\times10^{-7} - 1,2\cdot10^{-6}$	$11,6 \div 116$
3.	Roci permeabile (bolovănişuri şi pietrişuri colmatate cu nisip fin şi parţial cu argilă, nisipuri mijlocii şi fine, roci slab şi puţin fisurate)	$1 \div 10$	$1,2\times10^{-3} - 1,2\times10^{-2}$	$1,2\times10^{-8} - 1,2\cdot10^{-7}$	$1,6 \div 11,6$
4.	Roci slab permeabile (nisipuri făinoase, nisipuri argiloase, roci cu fisuraţie fină, loessuri etc.)	$0,1 \div 1,0$	$1,2\times10^{-4} - 1,2\times10^{-3}$	$1,2\times10^{-9} - 1,2\cdot10^{-8}$	$0,12 \div 1,16$
5.	Roci foarte slab permeabile (argile nisipoase, prafuri, roci foarte slab fisurate)	$0,001 \div 0,1$	$1,2\times10^{-6} \div 1,2\times10^{-4}$	$1,2\times10^{-9} \div 1,2\cdot10^{-8}$	$1,2\times10^{-3} \div 1,2\times10^{-1}$
6.	Roci practic impermeabile (argile, marne, roci masive)	$< 0,001$	$< 1,2\times10^{-1}$	$< 1,2\times10^{-}$	$< 1,2\times10^{-3}$

d) Densitatea aparentă este unul din principalii indicatori ai stării de aşezare a solului şi totodată unul din factorii determinanţi principali ai

însuşirilor fizice ale solului (fig. 19). Densităţi aparente mari înseamnă scăderea capacităţii de reţinere a apei, a permeabilităţii şi a aeraţiei [14, 16].

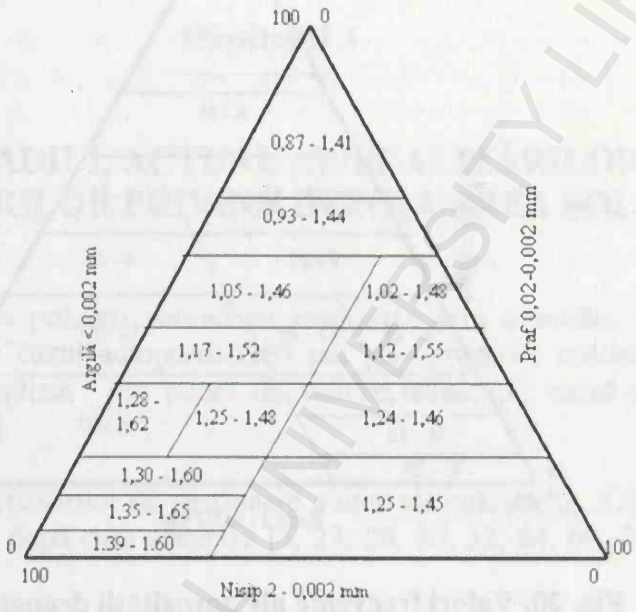


Fig. 19. Valori frecvente al densităţii aparente (g/cm^3) [14, 16].

e) Porozitatea totală dă indicaţii importante în legătură cu multe însuşiri ale solului. Valori mari ale ei indică o capacitate ridicată de reţinere a apei, permeabilitate mare şi aeraţie bună, dar uneori valori reduse ale portanţei. Ca şi în cazul densităţii aparente, interpretarea valorilor porozităţii totale nu se face decât în corelaţie cu textura solului (fig. 20). La aceeaşi valoare absolută a porozităţii totale, un sol nisipos poate avea însuşiri fizice foarte favorabile, în timp ce într-un sol argilos aceste însuşiri pot fi mai puţin favorabile [14, 16, 21].

Porozitate drenantă constituie un indice important pentru aprecierea drenabilităţii solurilor cu exces de umiditate [16, 21].

BCU CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

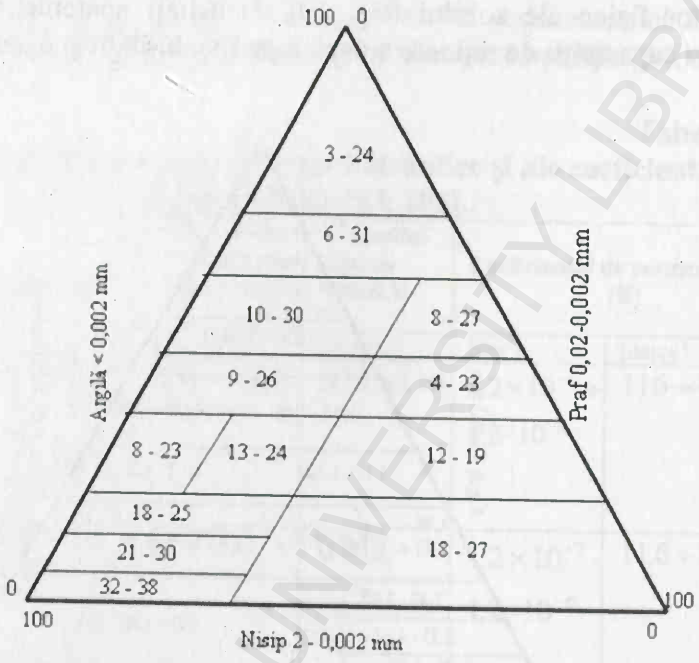


Fig. 20. Valori frecvente ale porozităţii drenate (%) [16, 21].

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Capitolul 3

STADIUL ACTUAL AL REALIZĂRILOR ŞI CERCETĂRILOR PRIVIND DEPOLUAREA SOLULUI

Eliminarea poluării solului se realizează prin procedee cu durată mare în timp (în cazul autopurificării) sau prin procedee costisitoare sau foarte greu de aplicat din punct de vedere tehnic (în cazul purificării artificiale) [3, 43].

Strategia măsurilor de gestionare a unui sit poluat (fig. 21) ar trebui să fie concepută, după cum urmează [3, 23, 28, 30, 52, 64, 69, 74, 85, 87, 90, 104]:

- controlul sursei de poluare:
  - lucrări de reabilitare (îndepărtarea parţială sau totală a sursei);
  - izolare.

- limitarea transferului:
  - în sol, gazele din sol, apele subterane şi de suprafaţă;
  - la nivelul clădirilor.

- modificarea amenajărilor:
  - schimbare de utilizare (pe sit şi în afara acestuia);
  - schimbarea modului de amenajare a sitului (acoperire);
  - controlul activităţilor (surse de aprindere).

Tehnicile de tratare a solurilor poluate au ca obiectiv de a distruge, elimina sau imobiliza poluanţii [3, 8, 28, 30, 64].

BCU IAŞI - UNIVERSITY LIBRARY

În funcţie de tehnologia aleasă, se tratează sursa de poluare, se controlează impactul sau se protejează ţintele [23, 30, 52, 69, 74].

Depoluarea solului şi a apelor subterane este delicată datorită faptului că fiecare sit are specificul său. De fapt, fiecare sit este o combinaţie unică [28, 52, 64, 85, 87, 104]:

- de caracteristici de mediu: geologie, hidrogeologie, topografie, hidrologie;
- de poluanţi (tipologie, concentraţie, cantitate, comportament fizico-chimic, amestec, repartiţie spaţială, toxicitate etc.);
- de utilizări (captări, utilizare sensibilă etc.).

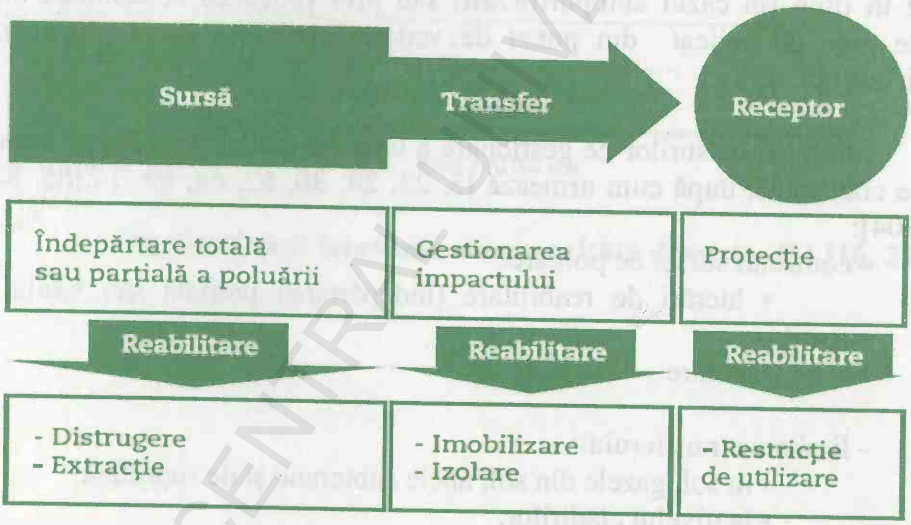


Fig. 21. Strategia măsurilor de management a unui sit poluat [52, 64, 69, 74, 85, 104].

În consecinţă, este foarte dificil să se asocieze o tehnologie cu un tip de poluare. În plus, pentru a răspunde exigenţelor legate de timp, spaţiu şi eficienţă, tipul de tratare ales este adesea o combinaţie de diferite tehnici [90, 104].

3.1. Autopurificarea solului

Microorganismele din sol sunt adaptate la condiţiile oferite de fiecare tip de sol, fiind specifice pentru acesta şi dispunând de un echipament enzimatic complex. Pentru fiecare element chimic, în sol există, microorganisme specializate [3, 7, 11, 24, 59, 61]:

- pentru transformările azotului sunt genurile Nitrosomonas şi Nitrobacter;
- pentru transformările sulfului, genurile Thiobacillun şi Thriotix;
- pentru transformările fierului, genurile Sideromonas şi Sfaerotilus.

La descompunerea substanţelor organice mai participă şi microorganismele saprofite provenite de la animale şi de la om, transformându-le în produşi organici, uşori asimilabili de plante, dar care constituie şi o rezervă de substanţe nutritive humice [61].

3.1.1. Etapele procesului de purificare

- **etapa de mineralizare**, care reprezintă descompunerea substanţelor organice de microorganismele specifice pentru fiecare tip de substanţă (proteine, glucide, lipide etc.);
- **etapa de nitrificare**, în care elementele simple rezultate de la prima etapă, se combină între ele rezultând forme uşor asimilabile de către plante, sub acţiunea altor microorganisme.

Autopurificarea se desfăşoară în condiţii normale, atunci când intensitatea poluării nu depăşeşte anumite limite.

Aprecierea intensităţii autopurificării şi a stării igienico-sanitare a solului, se poate face prin indicele Hlebnikov. Acesta reprezintă raportul dintre azotul organic teluric (N_{humic}) şi azotul organic total ($N_{organic}$).

$$I_H = \frac{N_{humic}}{N_{organic}} \qquad (27)$$

În funcţie de I_H solurile se pot clasifica astfel [61, 64]:

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

- soluri curate, I_H= 0,98-1;
- soluri slab impurificate, I_H= 0,85-0,98;
- soluri mediu impurificate, I_H= 0,70-0,85;
- soluri puternic impurificate, I_H<0,70.

Autopurificarea solului se realizează în prezenţa unor factori naturali favorabili procesului şi anume [61, 64]:

- radiaţia solară prin spectrul ultraviolet cu efect bactericid, prin spectrul luminos care favorizează fotosinteza şi prin spectrul infraroşu care asigură temperatura de mineralizare a substanţelor organice;
- precipitaţiile care dizolvă şi mobilizează substanţele în sol;
- pH-ul solului influenţează numărul de microorganisme (solurile acide au un număr mai mic de microorganisme iar solurile bazice şi neutre au un număr mai mare);
- oxigenul din aer, care favorizează procesele chimice de oxidare a elementelor poluante.

3.1.2. Fitoremedierea

Fitoremedierea (fig. 22) se poate face prin mai multe mecanisme. În funcţie de modul de acţiune avem [23, 24, 52, 77]:

- fitoremedierea activă care distruge propriu- zis poluarea;
- fitoremedierea pasivă care nu face decât să stabilizeze poluarea.

Tehnicile de depoluare cu plante sunt de patru tipuri [3, 7, 23, 24, 52, 59]:

a) Fitostabilizarea este o tehnică ce foloseşte plantele cu rădăcini dezvoltate astfel încât se reduce mobilitatea poluanţilor conţinuţi în sol.

Rădăcinile fixează poluanţi limitând circulaţia orizontală şi verticală a lor. Această tehnică este folosită pentru ca prime măsuri în cazul unui sol poluat de [59, 67, 85]:

- metale;
- pesticide;
- solvenţi;
- explozive;
- ţiţei şi derivaţi.

Plantele care sunt preconizate fac parte din familia graminee (grâu, secară, mei, hrişcă etc.).

b) Fitoextracţia este o metodă de decontaminare a solurilor de metale grele (cupru, argint, aur, mercur, cadmiu, plumb). Este bazată pe cultura plantelor având caracteristicile toleranţei şi ale acumulării metalelor grele pe partea lor recoltabilă. Aceste plante acumulatoare sunt capabile, prin fiziologia lor adaptată, de a acumula până la 1 % din poluant, faţă de materia lor uscată [85, 104].

Plantele vor fi alese în funcţia de natura poluantului, climatul şi biomasa astfel încât să poată acumula o cantitate mare de poluanţi. Deseori, solul este contaminat de mai multe metale, ce impun o cultură de mai multe plante.

O dată recoltate, aceste plante sunt incinerate şi cenuşa va fi stocată într-un loc securizat. Cultura se poate reînnoi până la scăderea concentraţiei acceptabile a metalelor în sol.

Sunt două tipuri de fito-extracţie [3, 85, 104]:

- **Fitoextracţie continuă** când plantele utilizate sunt capabile să acumuleze o importantă cantitate de poluanţi. Aceste plante pot acumula până la 1 % din materia lor uscată cu zinc, nichel, seleniu etc. Aceste plante nu pot trăi fără metale. Aceste plante sunt numite metalofite [23].

- **Fitoextracţie indusă**: metalele prezente în sol nu sunt întotdeauna solubile în apă. În acest caz, este recomandată folosirea moleculelor numite "Chelator" pentru eliberarea metalelor. De exemplu, pentru plumb, se recomandă EDTA (acid etilen diamino tetra-acetic). Odată ce planta a ajuns la un nivel optim de creştere, chelatorii le permit să acumuleze metale grele. Plantele folosite pentru acest tip de poluare sunt muştarul şi tutunul [23, 104].

Fitoextracţia este o metodă activă. Poluarea poate fi eliminată. O dată ce planta este saturată în poluant, se recoltează şi se aduce la un centru specializat unde se poate eventual recicla (fito-mining) [3, 104].

Astăzi sunt înregistrate peste 320 de plante acumulatoare de metale grele şi sunt clasificate astfel [104]:

- de tip I cele care acumulează Al, Ag, As, Be, Cr, Cu, Mn, Hg, Mo, Pb, Pd, Pt, Se, Zn respectiv: floarea soarelui, ferigă, salcie, muştar indian, răchită;

- de tip II care acumulează Ni, respectiv: ferigă de apă, muştar indian, floarea soarelui;

- de tip III care acumulează radionucleide, hidrocarburi şi solvenţi organici, respectiv: ovăz, varză, muştar indian, zambilă, răchită, salată verde, sfeclă de zahăr, paltin, cocotier, molid, trifoi alb, porumb, ienupăr.

c) Rizodegradarea care este utilizată mai mult pentru tratarea poluării cu hidrocarburi. Este realizată de plante şi mai ales de microorganisme rizo-carpice (care trăiesc în rădăcini – stuf, bananier) [3, 17, 34].

d) Fitovolatilizarea care constă în utilizarea plantelor (plop) pentru a extrage şi a volatiliza anumiţi compuşi anorganici (Hg) sau organici (TCE - tricloretan) prin părţile lor aeriene [24, 52].

Utilizarea bacteriilor ca metodă de autoepurare implică un cost redus dar are şi limite legate de permeabilitatea solului, timpul alocat remedierii şi adâncimea poluării.

Fitoremedierea are multe puncte pozitive, în plan de mediu şi în plan economic. Permite conservarea peisajului şi de asemenea permite o activitate agricolă după depoluare. În plan economic, este mai avantajoasă decât alte metode.

Fitoremedierea cere cel puţin 10 ani pentru a depolua un sol contaminat. Investiţia este mică dar imobilizarea lungă a terenului poate fi o problemă economică. Unii poluanţi pot migra înainte de a avea timp să se degradeze. Costurile sunt foarte dispersate şi depind mult de durata de monitorizare: între 12-65 €/m^2.

BCU "IOAN SLAVICI" TIMIŞOARA UNIVERSITY LIBRARY

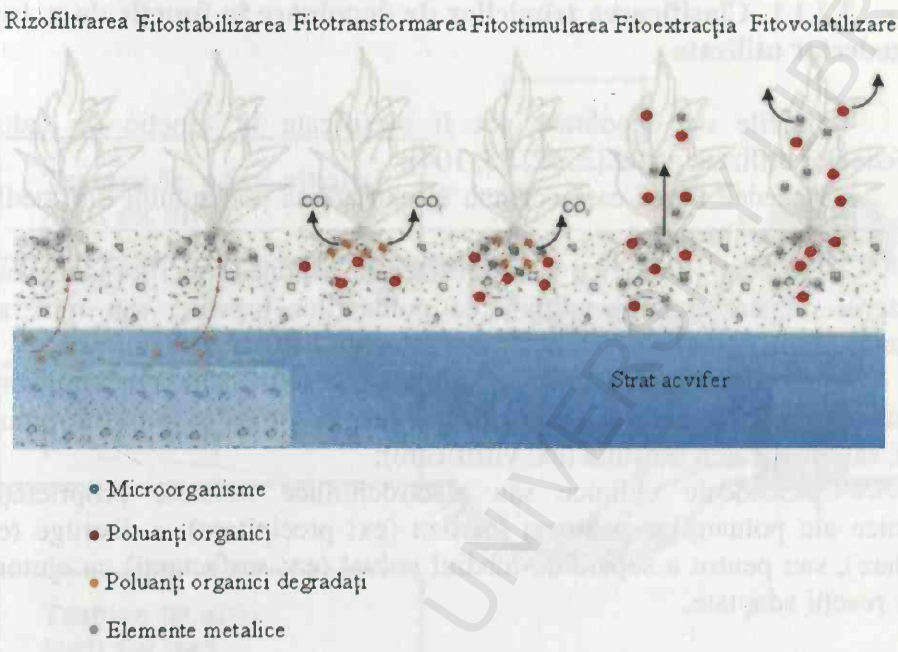


Fig. 22. Schema fitoremedierii [23, 24, 52].

3.2. Epurarea artificială a solului

Procedeele de purificare artificială a solului se mai numesc procedee de asanare şi constau în igienizarea, salubrizarea, corectarea pH-ului etc. Lucrările de asanare se efectuează cu utilaje mobile, corespunzătoare fiecărui tip de poluare [61, 64].

3.2.1. Clasificarea tehnicilor de depoluare

Tehnicile de depoluare se pot clasifica în funcţie de [3, 24, 52, 59, 85, 104]:

- natura procedeelor utilizate;
- de locul în care se realizează tratarea;
- transformarea poluanţilor.

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

3.2.1.1. Clasificarea tehnicilor de depoluare în funcţie de natura procedeelor utilizate

Tehnicile de depoluare pot fi clasificate în funcţie de natura procedeelor utilizate astfel [3, 52, 85, 104]:

- procedee fizice care constau în extragerea poluantului din mediul pe care îl contaminează;
- procedee biologice care utilizează acţiunea microorganismelor (bacterii, ciuperci) pentru eliminarea poluanţilor organici sau minerali, prezenţi în sol, nămoluri, sedimente sau efluenţii lichizi;
- procedee termice unde se utilizează căldura pentru neutralizarea poluantului (ex: incinerare), pentru izolare (ex: desorbţie termică, termoliză, etc.), sau inertizarea acestuia (ex: vitrificare);
- procedeele chimice sau electrochimice folosesc proprietăţile chimice ale poluanţilor pentru a inertiza (ex: precipitare), a distruge (ex: oxidare), sau pentru a separa de mediul poluat (ex: surfactanţi) cu ajutorul unor reacţii adaptate.

3.2.1.2. Clasificarea tehnicilor de depoluare în funcţie de locul în care se realizează tratarea

Tehnicile de depoluare pot fi clasificate în funcţie de locul în care are loc tratarea (fig. 23) astfel [3, 24, 59, 85]:

- tratarea în afara sitului care presupune excavarea mediului poluat şi transportul într-un centru de tratare adaptat (ex: incinerator, centru de depozitare etc.);
- tratarea pe sit care constă în excavarea solului şi tratarea pe acelaşi sit;
- tratarea in situ corespunde unei tratări fără excavare, este vorba fie doar de extragerea poluantului, fie de degradarea sau fixarea acestuia în sol;
- izolarea constă în blocarea/limitarea migraţiei poluanţilor.

Principalii parametri luaţi în considerare la alegerea tipului de tratare (on site/ex situ versus in situ) sunt prezentaţi în tabelul 17 [24, 52, 59, 85, 104].

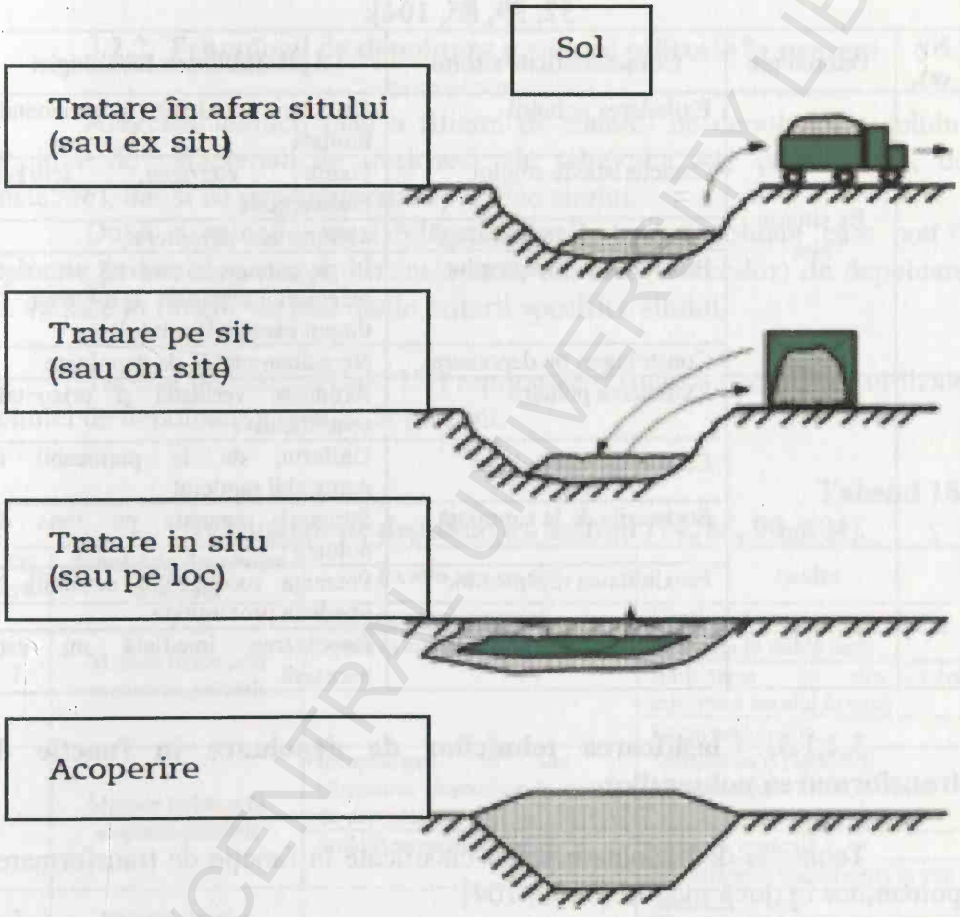


Fig. 23. Tehnici de depoluare a solului în funcţie de locul unde se realizează tratarea [3, 24, 59, 85].

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 17.

Aplicabilitatea tratării in situ versus tratarea on site/ex situ [24, 52, 59, 85, 104].

Nr. crt.	Tehnologie	Caracteristicile sitului	Aplicabilitatea tehnologiei
1.	Ex situ/on site	Extinderea poluării	Extindere verticală şi orizontală limitată
		Caracteristicile solului	Foarte eterogen, scurgeri preferenţiale
		Structurile de la suprafaţă	Situl nu este aglomerat
		Proximitatea receptorilor	În proximitatea imediată nu există receptori sensibili (problemă în timpul excavării solului)
		Constrângeri de depoluare	Necesitate rapidă de depoluare
2.	In situ	Extinderea poluării	Extindere verticală şi orizontală semnificativă
		Caracteristicile solului	Uniform, de la permeabil la permeabil moderat
		Structurile de la suprafaţă	Structuri prezente pe zona de poluare
		Proximitatea receptorilor	Prezenţa receptorilor sensibili în imediata proximitate
		Constrângeri de depoluare	Depoluarea imediată nu este necesară

3.2.1.3. Clasificarea tehnicilor de depoluare în funcţie de transformarea poluanţilor

Tehnicile de depoluare pot fi clasificate în funcţie de transformarea poluanţilor în două moduri [3, 59, 104]:

- **imobilizarea poluanţilor** care constă în modificarea mobilităţii şi/sau a toxicităţii poluanţilor prin două tipuri de procese:
  - modificarea proprietăţilor poluantului (schimbarea comportamentului, a toxicităţii) acţionând asupra nivelului de oxido-reducere, asupra complexării, asupra precipitării;
  - modificarea mediului receptor: reducerea permeabilităţii şi a porozităţii:
    - prin solidificare/stabilizare;
    - prin izolare.

- **distrugerea poluanţilor** (totală sau parţială) prin procedee chimice, termice, fizice şi biologice.

3.2.2. Tehnologii de depoluare a solului utilizate în prezent

Alegerea tehnicii (sau a filierei de tratare) de depoluare a solului depinde de caracteristicile intrinseci ale tehnicilor (de performanţă, de instalare), dar şi de constrângerile specifice sitului.

După o selecţie prealabilă a tehnicilor de depoluare care pot fi aplicate pe sit, alegerea şi dimensionarea tehnicii (tehnicilor) de depoluare se va face în funcţie de mai multe criterii specifice sitului.

Tabelul de mai jos (tab. 18) reprezintă o sinteză a celor mai utilizate tehnici de depoluare a solului în prezent.

Tabelul 18.

Tehnologii de depoluare a solului [74, 85, 90, 104].

Nr. crt.	Tehnici de depoluare a solului	Ex situ sau on site	In situ
1.	Metode fizice prin evacuarea poluării	Sortarea granulometrică	Ventilarea zonei nesaturate
		Spălarea cu apă	Extracţia în dublă fază
			Barbotarea in situ (sau injectarea aerului in situ)
			Excavarea solului
2.	Metode fizice prin stoparea poluării	Încapsularea on site şi eliminarea deşeurilor în centre de depozitare	Izolarea cu o capsulă şi etanşeizarea
		Solidificarea/stabilizarea	Izolarea verticală
			Solidificarea/stabilizarea in situ
3.	Metode chimice		Spălarea in situ
			Oxidarea chimică in situ
4.	Metode termice	Incinerarea	Desorbţia in situ
		Desorbţia termică	
5.	Metode biologice	Biopile	Biodegradarea in situ dinamizată
		Compostarea	Bioventing
		Landfarming	Biosparging
			Fitoremedierea
			Atenuarea naturală controlată

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Ca primă abordare, o selecţie prealabilă a tehnicilor va permite realizarea unei liste a tehnicilor care pot fi aplicate pe sit. În tabelele 19 şi 20 sunt prezentate, în funcţie de fiecare mediu, matricele posibilităţilor de aplicare a tehnicilor de reabilitare pe tipul de mediu vizat, atât pentru poluanţii organici cât şi anorganici [22, 64, 69, 90, 104].

Tabelul 19.

Matricea posibilităţii de reabilitare pentru poluanţi anorganici [23, 64, 69, 90, 104].

Nr. crt.	Reabilitare potenţială	Mediul vizat	Metale grele	Neferoase	Azbest	Cianuri	Explozivi
1.	Excavare şi îngropare	S	+	+	+	+	+
2.	Atenuare naturală	W	+	+	-	-	+
3.	Oxidare chimică	S, W	-	+	-	-	-
4.	Spălare chimică	S	+	-	-	-	-
5.	Modificări la suprafaţă	S	+	+	-	-	-
6.	Spălare	S	+	+	-	+	-
7.	Incinerare	S	+	+	+	+	+

„+" se are în vedere; „-" nu se are în vedere; S – zonă nesaturată; W – zonă saturată.

După o selecţie prealabilă a tehnicilor care pot fi aplicate, comparaţia diferitelor tehnici (printr-un bilanţ cost/avantaje) se realizează prin studii preliminare, ţinând cont de următoarele criterii [23, 28, 30, 90, 104]:

- criteriile tehnice;
- criteriile economice;
- criteriile de mediu.

Tabelul 20.

Matricea posibilităţii de reabilitare pentru poluanţi organici [23, 64, 69, 90, 104].

Nr. crt.	Reabilitare potenţială	Mediul vizat	COV	Hidrocarburi halogenate	Hidrocarburi nehalogenate	HAP	PCB	Dioxine şi furani	Pesticide şi erbicide
1.	Excavare şi îngropare	S	+	+	+	+	+	+	+
2.	Atenuare naturală	W	+	+	+	+	-	-	+
3.	Oxidare chimică	S, W	+	+	+	+	-	-	+
4.	Spălare chimică	S	+	+	+	+	-	-	-
5.	Modificări la suprafaţă	S	-	-	-	-	-	-	-
6.	Spălare	S	-	+	+	+	+	-	+
7.	Incinerare	S	+	+	+	+	+	-	+

„+" se are în vedere; „-" nu se are în vedere; S – zonă nesaturată; W – zonă saturată.

COV – compuşi organici volatili;

HAP – hidrocarburi aromatice policiclice;

PCB – policlorbifenil.

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Capitolul 4

BAZELE TEORETICE ALE PROCESULUI DE DEPOLUARE A SOLULUI

4.1. Epurarea in situ

În cazul epurării in situ depoluarea se realizează pe loc, prin instalarea pe sit a unui sistem de depoluare. Acesta este constituit dintr-o parte mobilă (maşini de suprafaţă), şi o parte fixă, instalată fie în centrul, fie în împrejurimile zonei de tratat [3, 24, 52, 59, 85, 104]. Această ultimă parte este formată din dispozitive de injecţie, pompare, forare etc.

4.1.1. Procedee fizice de depoluare a solului in situ

4.1.1.1. Ventilarea in situ (venting) şi procedee asociate

Ventilarea in situ (venting) constă în a trimite în sol un flux de aer prin intermediul unor puţuri crepinate localizate la marginea zonei de tratat şi de a aspira din mijlocul zonei contaminate aerul încărcat cu gaze poluante (fig. 24) [12, 13, 26].

Extracţia vaporilor nu poate fi utilizată decât pentru tratarea zonei vadoase, atunci când aceasta este compusă din materiale permeabile cum ar fi nisipul, pietrişul, lutul grosier, şi atunci când contaminanţii sunt volatili (şi într-o mai mică măsură semi-volatili) [3, 27, 30].

Ventilarea in situ se aplică la compuşii suficient de volatili, pentru a putea fi extraşi sub formă gazoasă, şi la solurile nisipo-lutoase până la cele pietroase [26, 52].

Ventilarea in situ este o tehnică foarte utilizată, mai ales la reabilitarea siturilor petroliere sau petrochimice. Se aplică în mod curent şi

poate fi aplicată la următorii compuşi chimici: compuşi halogenaţi volatili şi semivolatili, compuşi nehalogenaţi volatili şi semivolatili [12, 24, 27, 104].

Sistemul „ventingu-lui" este constituit din [12, 24, 26, 27, 104]:

- puncte de extracţie verticale (numite ace de extracţie) sau orizontale (numite drenaje de extracţie);
- puncte de injecţie verticale sau orizontale (ace de injecţie sau drenaje de injecţie);
- o reţea de extracţie care permite crearea unei legături între punctele de extracţie şi pompa de vid cu presiune care variază între 0 şi 300 mbar;
- un separator de condens sau dezumidificator;
- o unitate de extracţie;
- o filieră de tratare a gazului a cărei natură depinde de procentele de epurare, de debitele şi concentraţiile de poluanţi; aceasta poate fi constituită din coloana de spălare, torţa, unitatea de oxidare catalitică sau unitatea de absorbţie (în general cu cărbune activ) şi biofiltru;
- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare.

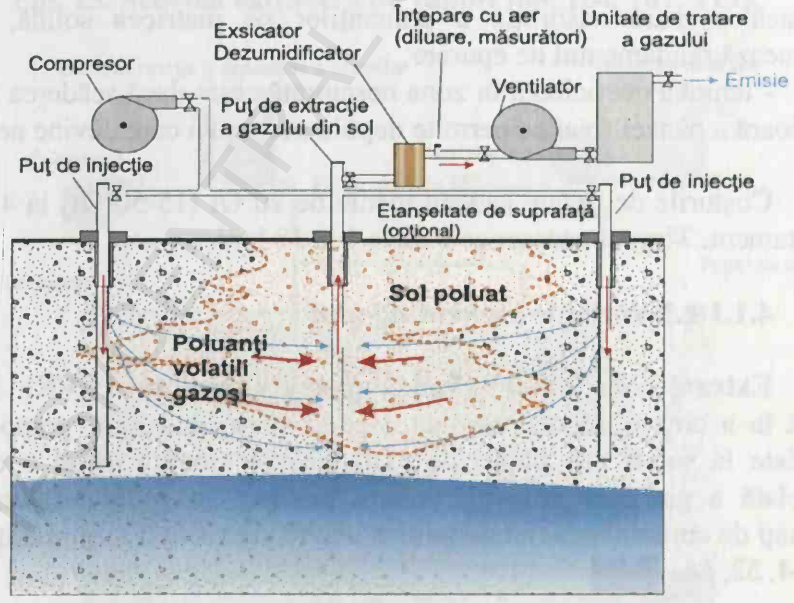


Fig. 24. Procedeul venting [12, 13, 26].

B.C.U. M. EMINESCU IAŞI

Ventilarea in situ are avantajele [12, 13, 24, 26, 27, 104]:

- fiabilitate mare;
- aplicabilitatea la numeroşi poluanţi;
- aplicare care generează puţine perturbări ale solului;
- se poate utiliza în prealabil alte tehnici de depoluare, pentru a limita emisiile de poluanţi volatili;
- se poate aplica sub clădiri (foraje orizontale) şi în cazul poluărilor la adâncimi mari (mai multe zeci de metri).

Inconvenientele ventilării in situ sunt [12, 13, 24, 26, 27, 104]:

- eterogenitatea solului de la suprafaţă poate interfera asupra omogenităţii distribuţiei circulaţiei aerului şi deci asupra eficacităţii tratamentului;
- permeabilitatea redusă a solului ($<10^{-5}$ m/s);
- prezenţa părţii superioare a pânzei freatice în apropierea zonei de tratat (<1 m);
- este necesar un caroiaj foarte strâns de puţuri de extracţie, în caz de permeabilitate mai redusă;
- solul care conţine argilă şi o cantitate crescută de materie organică provoacă o mare adsorbţie a poluanţilor pe matricea solidă, fapt ce diminuează randamentul de epurare;
- tehnică neeficientă în zona nesaturată chiar dacă scăderea la partea superioară a pânzei freatice permite depoluarea zonei care devine nesaturată.

Costurile de tratare sunt în medie de 20 €/t (15-50 €/t) la 4 – 8 luni de tratament. Timpul necesar este de la 4 la 18 luni.

4.1.1.1.1.Variante ale venting-ului

Extracţia de vapori (Soil Vapor Extraction – SVE), (fig. 25) constă în a crea o depresiune în sol prin intermediul unor pompe de vid racordate la sonde sau puţuri de extracţie. Se creează astfel o circulaţie controlată a gazelor, poluanţii volatili prezenţi în zona nesaturată fiind antrenaţi de curentul generat de pompa de vid şi evacuaţi la suprafaţa solului [43, 44, 53, 66, 104, 107, 113].

Bioventing-ul se referă la adăugarea de oxigen şi nutrienţi în zona nesaturată pentru a creşte procesul de biodegradare (fig. 26) [104, 106, 113].

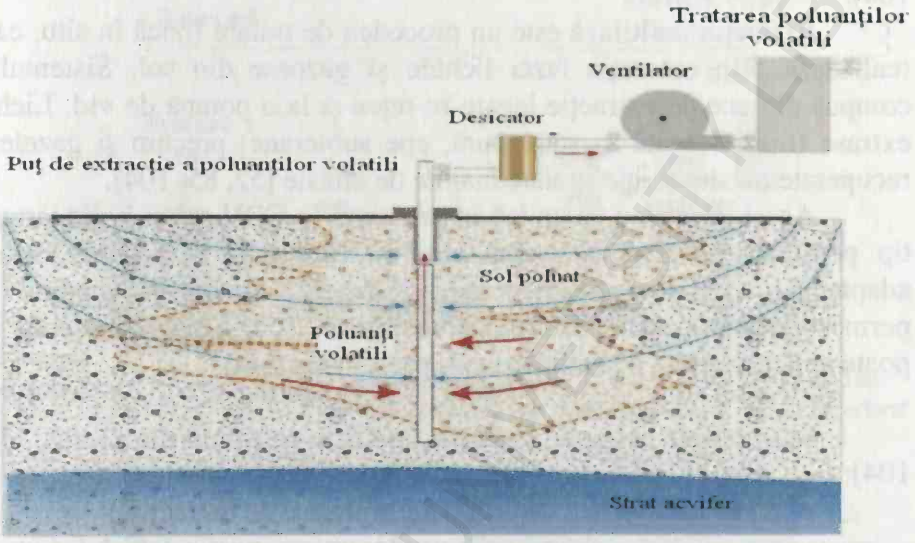


Fig. 25. Schema extracţiei de vapori [66, 104, 107, 113].

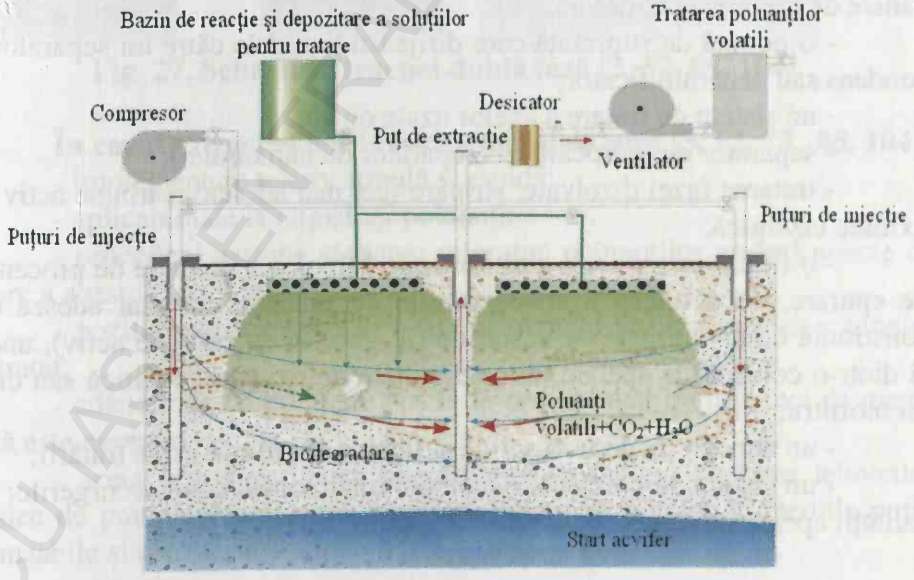


Fig. 26. Procedeul bioventing [104, 106, 113].

Extracţia dublă fază (Dual Phase Extraction - DPE) reprezintă o depresurizare mai importantă decât pentru ventilarea in situ; gazul, apele subterane şi faza separată sunt aspirate simultan (fig. 27) [3, 52, 73, 85, 104].

Extracţia multifază este un procedeu de tratare fizică in situ, care se realizează prin extracţia fazei lichide şi gazoase din sol. Sistemul este compus din ace de extracţie legate în reţea şi la o pompă de vid. Lichidele extrase (faza flotantă în stare pură, ape subterane) precum şi gazele sunt recuperate on site şi apoi tratate înainte de emisie [52, 85, 104].

Acest procedeu se aplică în principal la COV-uri şi hidrocarburi de tip petrolier (benzină, motorină etc.) în fază pură (LNAPL). Este mai adaptat în special pentru recuperarea fazei flotante din mediile puţin permeabile şi în condiţii izotropice eterogene. Totuşi, acest procedeu nu se poate aplica decât la adâncimi mici (aproximativ 7 m).

Sistemul de extracţie în dublă fază este constituit din [3, 52, 73, 85, 104]:

- puncte de extracţie verticală (numite ace de extracţie);
- o reţea de extracţie care permite crearea unei relaţii între punctele de extracţie şi rezervorul cu vid (legată la o pompă cu paleţi), contoarele şi vanele de reglare a debitelor;
- o pompă de suprafaţă care dirijează lichidele către un separator de condens sau dezumidificator;
- un sistem de tratare a apelor uzate on site;
- separator de hidrocarburi (separator de nămol/ulei);
- tratarea fazei dizolvate: stripare (cel mai adesea), cărbune activ sau oxidare catalitică;
- o filieră de tratare a gazului a cărei tipologie depinde de procentele de epurare, de debitele şi concentraţiile de poluanţ, cel mai adesea este constituită dintr-o unitate de adsorbţie (în general cu cărbune activ), uneori şi dintr-o coloană de spălare, dintr-o unitate de oxidare catalitică sau dintr-un biofiltru;
- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma tratării;
- un sistem de piezometre care permite monitorizarea scurgerilor şi a calităţii apelor subterane.

Randamentele epuratorii pot să atingă în cele mai bune condiţii 95 %.

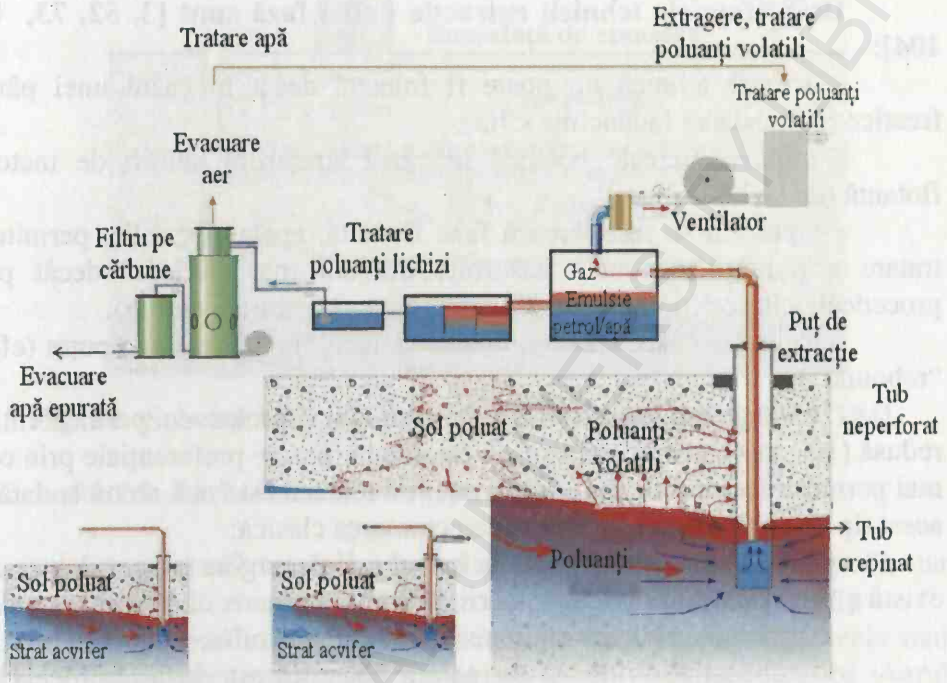


Fig. 27. Schema extracţiei dublă fază [3, 52, 85, 104].

În cazul extracţiei dublă fază avantajele sunt [3, 52, 73, 85, 104]:

- implementare relativ simplă şi rapidă;
- aplicabilitate la numeroşi poluanţi;
- procedeul permite stoparea migraţiei poluanţilor creând puncte de fixare a acestora (izolare hidraulică);
- poziţia piezometrelor şi a sitelor permite ţintirea precisă a zonelor de tratat;
- adâncimile de pompare pot fi de ordinul mai multor zeci de metri, dacă este necesar;
- acest procedeu înlocuieşte în mod avantajos cuplarea tehnicilor clasice de pompare/ecremare, pompare/tratare şi venting în mediile puţin permeabile şi eterogene.

- procedeul este mai avantajos decât sparging-ul în ceea ce priveşte confinarea aerului şi a apelor subterane;

Dezavantajele tehnicii extracţie dublă fază sunt [3, 52, 73, 85, 104]:

- această tehnică nu poate fi folosită decât în cazul unei pânze freatice puţin adânci (adâncime <7m);
- tratarea nu este posibilă în cazul straturilor subţiri de materie flotantă (de la 0,5 la 1 cm);
- faptul că se recuperează faza flotantă, apele şi gazele, permite o tratare a poluării reziduale adsorbite din sol mai eficientă decât prin procedeele clasice (pompare/ecremare, pompare/tratare, venting);
- această poluare reziduală poate fi astfel mobilizată mai puţin (efect "rebound");
- eficacitatea este limitată în cazul acviferelor cu permeabilitate redusă (10^{-7} m/s), neomogenă şi/sau fracturată (pasaje preferenţiale prin cele mai permeabile zone cu apă), totuşi această tehnică este mai recomandată în acest tip de geologie decât pomparea/ecremarea clasică;
- fără o cunoaştere totală a sensului de scurgere a apei subterane, există un risc de diseminare a poluării;
- o umiditate ridicată diminuează mişcarea aerului;
- o concentraţie ridicată de materie organică este nefastă procesului, datorită adsorbţiei mari a poluantului pe matricea solidă.

Costurile de tratare sunt în medie de 30 €/t. Timpul necesar este de la 4 la 18 luni.

Venting-ul pasiv se referă la instalaţia de puţuri fără injecţie sau aspirare de aer (fig. 28). Transferul de gaz se face prin diferenţă de presiune (mai ales când se ridică nivelul pânzei freatice) [12, 13, 31, 77, 104].

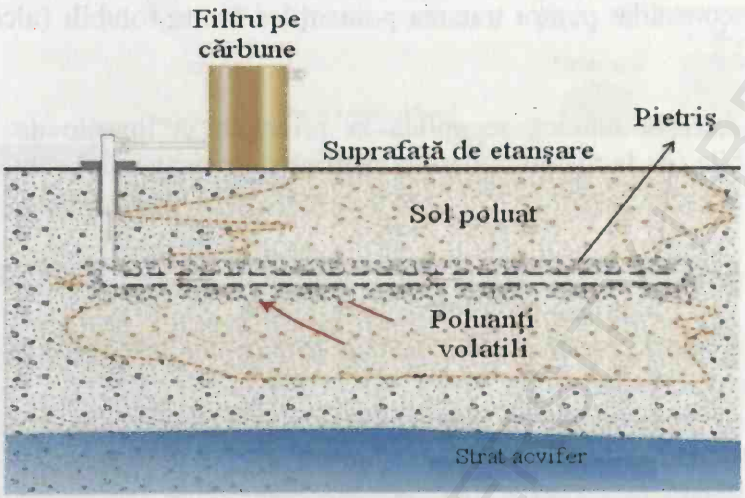


Fig. 28. Schema unei instalaţii de venting pasiv [12, 13, 31, 104].

4.1.1.2. Barbotarea in situ (sparging)

„Sparging-ul" are la bază acelaşi principiu ca şi „venting-ul", dar aplicarea se face în zona saturată şi în zona capilară [3, 6, 10, 79, 85].

„Sparging-ul" (fig. 29) constă în injectarea unui gaz (de cele mai multe ori aer) sub presiune sub partea superioară a pânzei freatice. Aerul care se propagă prin zona saturată şi urcă către suprafaţă creează canale de aer care intră în contact cu poluanţii dizolvaţi sau adsorbiţi, ceea ce permite volatilizarea acestora. Aerul se încarcă astfel cu poluanţi şi este evacuat prin puţuri de extracţie poziţionate alternativ cu puţurile de injecţie către sistemul de tratare a gazelor („venting"). Această tehnică permite, de asemenea, tratarea zonei capilare [6, 10, 85, 104].

Asociat cu „venting-ul", acest procedeu permite şi tratarea zonei nesaturate.

Injecţia de aer permite biodegradarea aerobă a compuşilor biodegradabili prezenţi în pânza freatică şi în zona vadoasă.

„Sparging-ul" poate fi folosit atât pentru a trata sursele de poluare, cât şi penele de poluare din aval. În acest din urmă caz, sistemul este instalat perpendicular pe direcţia de migraţie a penei de poluare [3, 6, 10, 79, 85].

Este utilizat frecvent pentru a trata solvenţii clorurați şi hidrocarburile petroliere volatile (benzină, păcură, kerosen etc.). Totuşi este

puţin recomandat pentru tratarea poluanţilor foarte solubili (alcool, cetone etc.) [3].

Această tehnică se aplică în principal la tipurile de sol relativ permeabile (de la nisipo-lutoase la pietriş) şi omogene, în zonele saturate şi nesaturate.

Sistemul de „sparging" este constituit din [3, 6, 10, 79, 85]:

- un compresor (volumetric, intermediar, centrifug etc.);
- puncte verticale de injecţie (puţuri de injecţie) sau orizontale (drenaje de injecţie);
- o reţea de injecţie care permite crearea legăturii dintre compresor şi punctele de injecţie;
- puncte de extracţie verticale (denumite ace de extracţie) sau orizontale (denumite drenaje de extracţie);
- o reţea de extracţie care permite crearea unei relaţii între punctele de extracţie şi unitatea de extracţie;
- un separator de condens sau dezumidificator;
- o unitate de extracţie (extractor volumetric, intermediar, centrifug);
- o filieră de tratare a gazului a cărei tipologie depinde de procentele de epurare, debitele şi concentraţiile de poluanţi. Filiera de tratare poate fi formată din coloana de spălare, torţă, unitatea de oxidare catalitică sau unitatea de adsorbţie (în general pe cărbune activ), biofiltru;
- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma tratării.

Randamentul acestui procedeu variază în general de la 30 la 99 % dependent de contextul hidrogeologic şi de poluanţi.

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

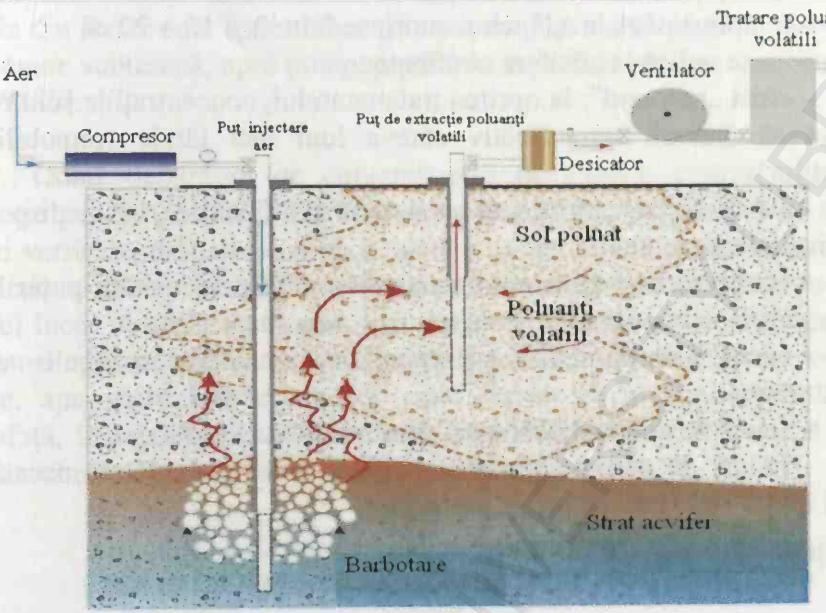


Fig. 29. Schema barbotării in situ [6, 10, 85, 104].

Barbotarea in situ prezintă următoarele avantaje [3, 6, 10, 79, 85]:

- aplicabilitate la numeroşi poluanţi;
- aplicarea generează puţine perturbări ale solului;
- alternativă la tratarea clasică prin pompare/ecremare;
- relativ rapidă în condiţii optime;
- se poate aplica sub clădiri (foraje orizontale);
- compuşii uşor volatili dar biodegradabili pot fi trataţi prin această tehnică (acetonă, ciclohexan etc.).

Dezavantajele prezentate de barbotarea in situ sunt [3, 6, 10, 79, 85]:

- eterogenitatea solului de sub suprafaţă poate interfera asupra omogenităţii distribuţiei circulaţiei aerului şi deci asupra eficacităţii tratamentului;
- totuşi, un sol eterogen va putea fi tratat dacă permeabilitatea la aer a diferitelor litologii creşte, apropiindu-se de suprafaţa solului;
- nu se aplică la solurile cu permeabilitate redusă ($<10^{-5}$ m/s);

- se aplică până la adâncimi cuprinse între 2 şi 15 ÷ 20 m;
- nu se aplică la acvifere confinate;
- efect „rebound": la oprirea tratamentului, concentraţiile sunt reduse dar pot să crească semnificativ câteva luni mai târziu (remobilizarea poluanţilor);
- dificil de aplicat în cazul prezenţei fazei flotante (risc de dispersie a poluării şi efect „rebound");
- acest efect poate fi minimizat prin creşterea densităţii puţurilor de injecţie şi prin acoperirea integrală a sursei de poluare;
- necesită un bun control al circulaţiei poluanţilor în zonele saturate şi nesaturate;
- dificil de aplicat la compuşi foarte solubili;
- în caz de permeabilitate semnificativ mai redusă este necesar un caroiaj foarte strâns de puţuri de extracţie;

4.1.2. Procedee chimice de depoluare a solului in situ

Procedeele chimice utilizează reactivi chimici pentru a distruge poluanţii, a-i transforma în compuşi mai puţin toxici şi/sau mai uşor biodegradabili, sau pentru a schimba caracteristicile acestora (mobilitate, toxicitate etc.) [3, 24, 85].

4.1.2.1. Spălare in situ sau spălarea solului (soil flushing)

Acest procedeu (fig. 30) constă în spălarea solului (fără a fi necesară excavarea solului) prin injecţie de apă (şi agenţi mobilizatori în soluţie) în amonte sau în dreptul sursei de poluare. Ulterior, apa poluată este pompată, tratată la suprafaţă şi apoi evacuată în reţelele de apă uzată/apă pluvială, în apa de suprafaţă sau în unele cazuri reinjectată în pânza freatică [3, 24, 52, 59, 85].

Spălarea in situ constă în filtrarea fluidelor (apă cel mai adesea cu aditivi, agenţi, în sol, pentru a extrage contaminanţii prin desorbţie sau transformare în soluţie), injectarea se face în amontele hidraulic sau în dreptul sursei de poluare. O mişcare de fluid este generată prin zona contaminată, iar fluidul se încarcă cu poluanţi. Amestecul apă/soluţie de spălare încărcată cu poluanţi este astfel pompat. Contaminanţii dizolvaţi în

soluţia din fluide sunt apoi colectaţi în puţuri puţin adânci sau în dispozitive de drenare subterană, apoi pompaţi până la suprafaţa pe care sunt trataţi [3, 24, 59, 85].

Odată debarasaţi de contaminanţii pe care îi conţin, agenţii de extracţie pot fi reciclaţi. Infiltrarea poate fi realizată pornind de la tranşee, puţuri verticale, drenaje orizontale, sistem de stropit sau iazuri de suprafaţă. Extracţia se face prin puţuri verticale sau drenaje orizontale poziţionate în aşa fel încât să preia toată poluarea. Agentul de extracţie este de cele mai multe ori apa, sau apă şi aditivi (agenţi de extracţie). În funcţie de condiţiile locale, apa uzată este epurată şi apoi deversată în acvifer, în apa de suprafaţă, în reţelele de apă uzată sau mai degrabă în cele cu apă parţial reutilizată (după separarea agentului de extracţie) [3, 24, 52, 59, 85].

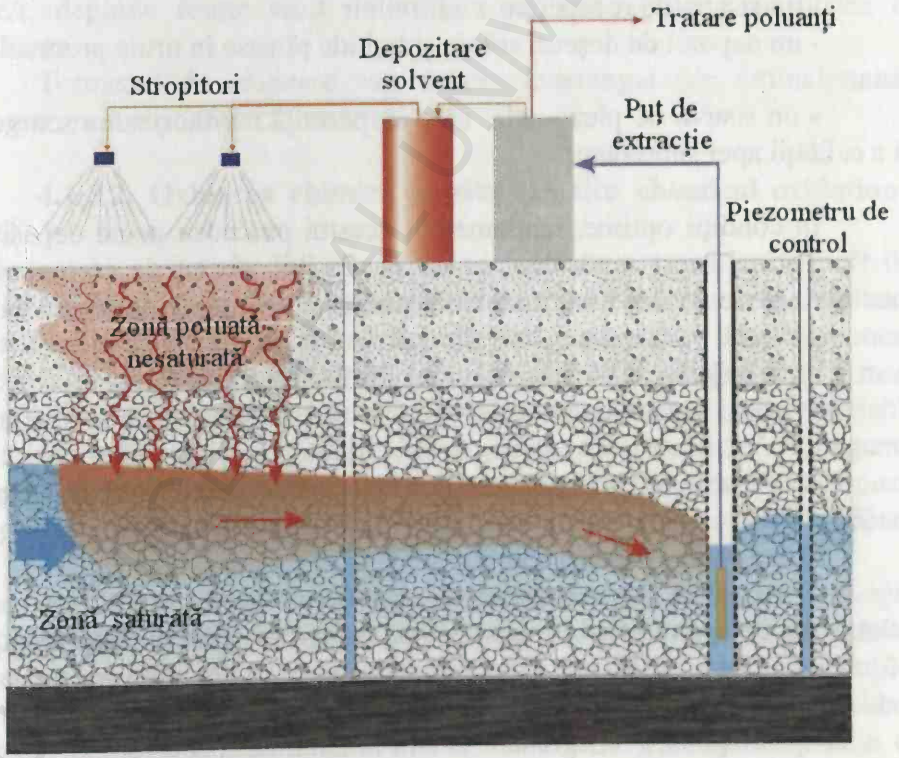


Fig. 30. Schema de spălare chimică a solului in situ [3, 24, 52, 59, 85].

Spălarea in situ vizează în principal poluanţii organici (hidrocarburi, solvenţi, cloruraţi etc.). De asemenea, poate fi utilizată şi la metalele nevolatile [24, 59].

Această tehnică se aplică în principal la tipurile de sol relativ permeabile (de la nisipo-lutoase la pietriş) şi omogene, în zona saturată şi nesaturată [3, 104].

Mijloacele materiale necesare spălării in situ sunt următoarele [3, 24, 52, 59, 85]:

- material legat de aditivi: cuvă de stocare, sistem de amestec cu apă, reţea de distribuţie;
- material de injecţie şi extracţie: puţuri verticale, puţuri orizontale, pompe, ţevi, tranşee, galerii, contor etc.
- o filieră de tratare a apei uzate recuperate la suprafaţă;
- un sistem de recuperare a aditivilor;
- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare;
- un sistem de piezometre care să permită monitorizarea scurgerilor şi a calităţii apei subterane.

În condiţii optime, randamentul acestui procedeu poate depăşi 50 - 80 %. Totuşi, acest randament poate fi sensibil afectat de eterogenitatea mediului, prezenţa materiei organice şi prezenţa unor poluanţi semivolatili.

Avantajele spălării in situ sunt [3, 24, 52, 59, 85]:

- mare uşurinţă de aplicare pe solul permeabil (sol nisipos) şi omogen;
- aplicabilitate în zona saturată şi nesaturată, chiar şi la adâncimi mari;
- perturbare redusă a solului;
- se aplică la contaminanţii care sunt hidrosolubili sau pot fi solubilizaţi de agentul mobilizator utilizat (spectru larg de contaminanţi);
- este de asemenea eficient pentru contaminanţii care sunt suspendaţi fizic (în emulsie);
- poate genera o degradare in situ în anumite cazuri (chiar dacă acest efect este limitat).

Spălarea in situ prezintă următoarele dezavantaje [3, 24, 52, 59, 85]:

- transfer de contaminanţi în apele subterane, cu posibilitatea de deplasare a poluării: este necesară o bună înţelegere a geologiei şi hidrogeologiei pentru a prevedea mişcarea soluţiilor de spălare şi a amplasa puţurile de recuperare în aşa fel încât să se permită o recuperare totală a substanţei contaminante şi a soluţiei injectate iniţial;
- posibila alterare a proprietăţilor chimice, fizice şi biologice ale solului, fapt ce poate antrena introducerea compuşilor mai toxici în sol;
- estimarea dificilă a timpului de tratare;
- aplicarea limitată în cazul solului cu permeabilitate redusă sau care prezintă puternice eterogenităţi verticale sau orizontale.

Costul spălării in situ variază între 20 - 120 €/t, media fiind de 55 €/t, depinde foarte mult de soluţia utilizată şi de posibilitatea de reutilizare.

Termenul de realizare este relativ îndelungat (de ordinul a mai multor trimestre până la câţiva ani).

4.1.2.2. Oxidarea chimică in situ (In situ chemical oxidation - ISCO)

Oxidarea chimică in situ (fig. 31) constă în injectarea în sol a unui oxidant (care poate fi sub formă lichidă sau gazoasă), ce intră în contact direct cu poluanţii de tratat. Sunt generate astfel reacţii chimice în masa poluată, care degradează contaminanţii în compuşi mai uşor biodegradabili şi/sau mai puţin toxici. Oxidarea este o reacţie electrochimică, în care un compus pierde unul sau mai mulţi electroni. Oxidantul este compusul acceptor de electron(i), care devine după reacţie un compus redus [3, 85].

Tipul de oxidant ales depinde de caracteristicile de mediu (geologie, hidrogeologice, geochimie) precum şi de caracteristicile sursei de poluare şi/sau al penei (tip de poluant, distribuţie). Cea mai mare parte a oxidanţilor este utilizată sub formă lichidă (permanganat, persulfat de sodiu, peroxid de hidrogen etc.), doar ozonul este folosit sub formă gazoasă. Metodele de injectare au o influenţă puternică asupra rezultatelor depoluării, cu cât

contactul dintre poluant şi oxidant este mai strâns, cu atât rezultatele sunt mai bune [3, 85].

Există trei moduri de injecţie/recuperare diferite [3, 24, 85]:
- injecţia de oxidanţi lichizi: procedeu apropiat de spălarea in situ;
- injecţia de oxidanţi gazoşi (în special pentru O_3): procedeu apropiat de sparging/venting;
- malaxarea in situ: procedeu apropiat de solidificare/stabilizare in situ prin malaxare, acest procedeu, mai puţin utilizat decât celelalte, este adaptat solurilor mai puţin permeabile şi mai puţin eterogene.

În majoritatea cazurilor, gazul şi apa subterană sunt pompate şi tratate.

Oxidarea chimică in situ poate fi aplicată în zona saturată şi nesaturată pe un spectru larg de poluanţi organici (compuşi organici volatili, compuşi organici halogenaţi volatili, pesticide etc.), chiar la concentraţii foarte mari.

Se aplică de preferinţă la solurile omogene şi relativ permeabile.

Mijloacele materiale necesare oxidării chimice in situ sunt următoarele [3, 24, 85]:
- materialul pentru oxidanţi: cuvă de stocare a oxidantului, sistem de amestec cu apă, reţea de distribuţie;
- material de injecţie: puţuri verticale, puţuri orizontale, pompe, ţevi, tranşee, galerii de infiltrare, contor etc.;
- material de extracţie şi tratare a apei uzate recuperate la suprafaţă, dacă acest lucru este necesar: puţuri verticale, puţuri orizontale, pompe, ţevi, filieră de tratare a apei;
- eventual sistem de recuperare a oxidanţilor, dacă este necesar;
- depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma tratării;
- sistem piezometric care permite monitorizarea scurgerilor şi a calităţii apelor subterane.

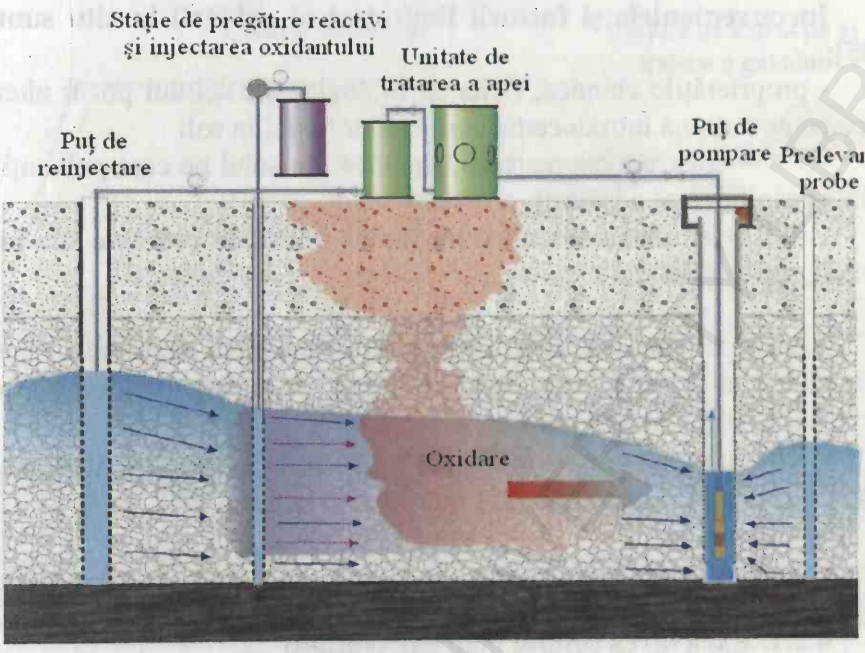


Fig. 31. Schema de oxidarea chimică in situ [3, 85].

Performanţele operaţiunii sunt strâns legate de modul de aplicare, caracteristicile sursei de poluare (eterogenitate), precum şi de contextul geologic şi hidrogeologic (permeabilitate, eterogenitate etc.).

În general, în bune condiţii, randamentul de epurare poate varia între 50 şi 95 %.

Oxidarea chimică in situ prezintă următoarele avantaje [3, 24, 85]:

- procedeu distructiv;
- tehnica poate fi utilizată pe un spectru larg de poluanţi organici;
- reacţiile sunt rapide;
- procedeul poate fi aplicat chiar şi la concentraţiile mari de substanţe poluante;
- oxidarea poate fi completă (mineralizare totală);

Inconvenientele şi factorii limitatori ai oxidării in situ sunt [3, 24, 85]:

- proprietăţile chimice, fizice şi biologice ale solului pot fi alterate, fapt ce poate antrena introducerea compuşilor toxici în sol:
  - distrugerea materiei organice din solul pe care poluanţii (în special organici) sunt adsorbiţi;
  - oxidarea anumitor metale şi metaloide prezente sub forme reduse şi precipitate.

- dacă oxidarea nu este totală, subprodusele de degradare generate pot fi uneori mai toxice decât poluanţii iniţiali (de exemplu: clorura de vinil pentru percloretilen şi tricloretilen);
- eterogenitatea solului de la suprafaţă poate interfera asupra omogenităţii distribuţiei oxidanţilor şi deci asupra eficacităţii tratării.

4.2. Epurarea ex situ

4.2.1. Excavarea solului (soil excavation)

Metoda prin excavare (fig. 32) constă în extragerea pământului poluat pentru a fi tratat şi apoi, se pune la loc. Această metodă este extrem de scumpă datorită transportului şi stocării [3, 104].

Toate tipurile de sol poluat pot face obiectul excavării (oricare ar fi granulometria şi concentraţia de poluanţi).

În general, doar sursele de poluare situate în zona vadoasă fac obiectul unei excavări. Excavarea solului în zona nesaturată trebuie să fie însoţită de măsuri adecvate (monitorizarea apei subterane, capcană hidraulică, acoperire etc.) pentru a nu genera o remobilizare a poluanţilor [3, 104].

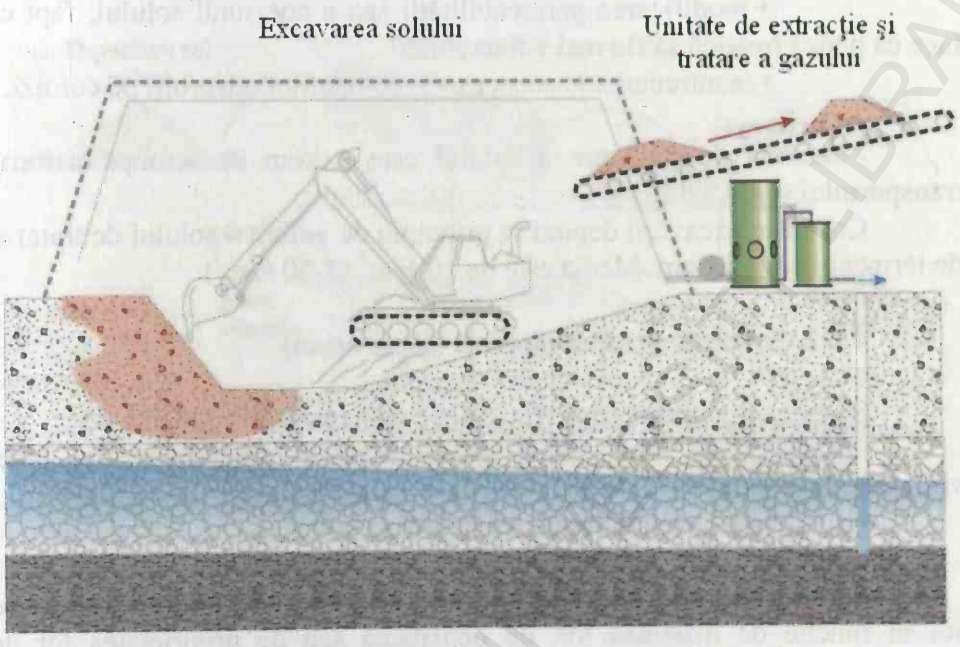


Fig. 32. Metoda prin excavare [3, 104].

Avantajele excavării solului [3, 104]:

- excavarea este prerogativa tuturor tratărilor on site şi ex situ;
- excavarea solului este o tehnică care poate fi aplicată pe numeroşi compuşi;
- este deosebit de bine adaptată pentru eliminarea unei surse de poluare foarte concentrată şi limitată în spaţiu sau a unei surse de poluare dificil de tratat prin alte tehnici (amestec de poluanţi, concentraţii ridicate).

Inconvenientele şi factorii limitatori ai excavării solului sunt [3, 104]:

- excavarea nu constituie decât o fază preliminară de tratare/reabilitare;
- excavarea poate, în unele cazuri, să favorizeze migraţia poluanţilor prin:
  - modificarea mobilităţii poluanţilor metalici (modificarea condiţiilor de oxidoreducere prin aerarea solului);

• modificarea permeabilităţii sau a coeziunii solului, fapt ce face ca pânza freatică să fie mai vulnerabilă;

• reantrenarea în suspensie a poluanţilor adsorbiţi pe coloizi.

- metoda de excavare a solului este extrem de scumpă datorită transportului şi stocării.

Costurile excavării depind în principiu de volumul solului de tratat şi de termenul de realizare. Media este de 10 €/m^3 (5-50 €/m^3).

4.2.2. Sortarea granulometrică (separation)

Sortarea granulometrică (fig. 33) se realizează prin [24, 52, 85]:

- cernere pe site: sortare granulometrică (tambur rotativ, plăci vibrante), măcinare;
- diminuarea volumului de sol de tratat.

Sortarea granulometrică are ca scop separarea diferitelor fracţiuni de sol în funcţie de mărimea lor, de densitatea sau de proprietatea lor de suprafaţă şi de a recupera poluantul în volum redus. Separarea se face în diferite etape succesive, cu sau fără adaos de apă [52, 59].

La finalul procesului de tratare, solul poluat (fracţiunile cele mai fine) este recuperat separat, la fel ca şi apele de spălare poluate şi solul deloc sau puţin poluat (fracţiunile cele mai grosiere). Apa este recuperată, tratată şi cel mai adesea refolosită (circuit pseudo-închis), fracţiunile grosiere de sol sunt valorificate (refolosire în rambleu etc.), fracţiunile fine poluate sunt tratate (spălare, extracţie, tratare biologică etc.) sau îngropate [52, 85].

Diferitele operaţiuni potenţiale succesive de sortare sunt: cernere prealabilă sau calibrare, separare magnetică, unitate de dezintegrare sau compactor, cernere, separare în spirale, unitate de flotaţie, separare gravitaţională prin sedimentare, filtrare şi deshidratare a particulelor fine etc. Succesiunea diferitelor unităţi depinde de repartiţia granulometrică şi de fineţea de separare cerută [24, 52, 59, 85].

Sortarea se aplică în principal la solurile eterogene, în scopul de a concentra fracţiunile cele mai fine, de regulă cele mai poluate. Se aplicată în principal pe solurile care conţin hidrocarburi petroliere, compuşi organici volatili, pesticide, metale/metaloide, radionucleide [3, 25, 59].

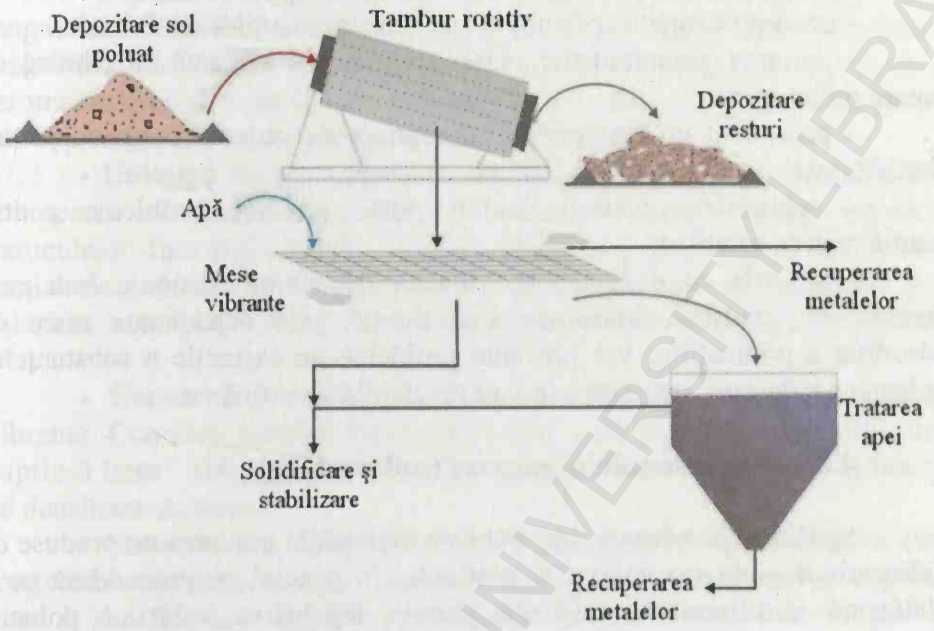


Fig. 33. Schema sortării granulometrice [24, 52, 85].

Pot fi obţinute randamente epuratorii de ordinul a 95-98 %, în condiţii optime.

Sortarea granulometrică prezintă următoarele avantaje [24, 52, 59, 85]:

- procedeul permite tratarea unei mari cantităţi de poluanţi;
- procedeul poate fi adaptat cu uşurinţă oricărei granulometrii;
- o reducere semnificativă a cantităţii de sol contaminat permite reducerea costurilor de tratare şi de transport ulterior;
- reutilizarea fracţiunilor grosiere nepoluate permite reducerea costurilor de realizare a rambleelor;
- separarea poluanţilor în funcţie de granulometrie permite o adaptare mai eficientă a proceselor de tratare ulterioare;
- tratări prealabile pe sit, cum ar fi utilizarea sitelor rotative (singure, pe uscat) permit, în cazul rambleelor eterogene grosiere poluate la suprafaţă, să se realizeze o separare apreciabilă şi o bună depoluare prin mărunţire.

BCU "ION CREANGĂ" CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Dezvantajele sortării granulometrice [24, 52, 59, 85]:

- acest procedeu nu permite distrugerea poluanţilor;
- sortarea granulometrică este cel mai des utilizată ca tehnică de tratare preliminară;
- procedeul nu este rentabil din punct de vedere economic pentru cantităţi mici;
- schimbarea texturii solului poate provoca probleme pentru reutilizarea ca rambleu;
- solurile cu o capacitate ridicată de schimb cationic, sau care prezintă un conţinut ridicat de acid humic, prin capacitatea mare de adsorbţie a poluanţilor, vor prezenta probleme de extracţie a substanţelor poluante şi, deseori, necesită o tratare prealabilă specifică.

4.2.3. Spălarea solului excavat (soil washing)

Spălare cu solvenţi (fig. 34) este indicată în poluarea cu produse de hidrocarburi grele tip gudron şi pesticide. În general se procedează pe o platformă multimodală prevăzută pentru depoluarea solurilor poluate. Pământul este excavat şi spălat cu un solvent de extragere. Poluantul este separat prin distilare. Solvenţii care au încărcat solul, se extrag din el prin încălzire. Solventul este readus în faza lichidă pentru a fi din nou folosit. Poluanţii sunt recuperaţi şi stocaţi [24, 104].

Spălare cu apă sau spălarea fizico-chimică cu apă este destinată solurilor poluate cu metale grele şi uleiuri minerale. Apa este de fapt solventul şi poluanţii solubili sunt dizolvaţi. Apa va fi apoi depoluată la rândul ei şi refolosită. Uzina funcţionează ca o buclă închisă [104].

În primele etape, spălarea ex-situ este similară cu sortarea granulometrică. Este posibil, în funcţie de şantier, să fie constituită dintr-o filieră de tratare foarte diferită, etapele de separare a fazei apoase/solvenţi/poluanţi sunt mai amănunţite (din moment ce obiectivul este transferul de poluanţi în faza lichidă). Principalele elemente folosite sunt următoarele (în ordinea fineţei de separare) [24, 104]:

- **Cernerea prealabilă sau calibrarea** - cu ajutorul grilelor fixe şi mobile, permite separarea particulelor cu un diametru mai mare de 100 mm (elemente grosiere de tip cărămizi, bucăţi de beton etc.);

- **Separarea magnetică** - este utilizată pentru extragerea particulelor magnetice. Există două tipuri de separatoare magnetice: separatoare magnetice de mică intensitate care permit separarea particulelor feromagnetice şi separatoare magnetice cu gradient înalt, care permit extracţia materialelor paramagnetice şi diamagnetice;

- **Unitatea de dezintegrare sau decompactorul**: se adaugă apă în sol pentru a-l dezagrega şi fluidiza. Această acţiune permite separarea particulelor fine (aglomerate cu particulele mai grosiere) şi un transfer parţial de poluanţi în mediul lichid. Adaosul de apă se realizează prin folosirea unor jeturi la presiune mare, curăţătorii, bazine cu agitaţie mică etc.;

- **Cernerea** - se face cu ajutorul unor site rotative, plane sau vibrante. Cernerea permite separarea solului care prezintă o granulometrie cuprinsă între 100 şi 1 mm. Separarea fracţiunilor de sol se face în funcţie de densitatea acestora.

- **Strecurarea** - implicând site vibrante sau burate rotative (site rotative hexagonale), permite separarea solului cu o granulometrie cuprinsă între 1 şi 0,04 mm. Separarea fracţiunilor de sol se face în funcţie de dimensiunea acestora;

- **Hidrociclonarea** - această tehnică de separare se bazează pe diferenţa de masă a particulelor. Forţa centrifugă antrenează particulele grele către ieşirea inferioară, pe când particulele mai uşoare sunt dirijate spre ieşire superioară;

- **Separarea în spirale** - particulele în suspensie sunt separate în jgheaburi în spirală, forţa centrifugă permiţând separarea particulelor mai grele;

- **Unitatea de flotaţie** - permite separarea fracţiunilor în funcţie de densitatea lor. Pentru a face acest lucru se adaugă agenţi tensioactivi şi se ataşează la cele mai poluate particule (cele mai fine şi deci cele mai uşoare), fapt ce le creşte hidrofobicitatea. Aceste particule se asociază cu bulele de aer care urcă şi care se injectează pe fundul bazinului de flotaţie. Fracţiunile poluate sunt în cele din urmă recuperate cu un skimmer (lingura de spumuit).

- **Separarea gravitaţională prin sedimentare**: apa încărcată cu particule este direcţionată către un separator gravitaţional prin care trece un contracurent care permite păstrarea particulelor fine în suspensie pentru a le

recupera şi a le lăsa să se decanteze cele mai grele particule. În prealabil, sunt adesea necesare operaţiuni de coagulare/floculare;

- **Filtrarea:** filtrele permit separarea celor mai fine particule;
- **Deshidratarea particulelor fine:** particulele fine trebuiesc deshidratate cu ajutorul unui sistem de centrifugare sau a unui filtru presă;
- **Separarea contaminanţilor, agenţilor mobilizatori şi a fazei apoase:** odată ce contaminanţii au fost transferaţi în soluţia de spălat, este necesar să se separe aceşti contaminanţi, agenţii mobilizatori şi faza apoasă. Această recuperare poate fi realizată în etape diferite: extracţie pe solvenţi, flotaţie, stripare, fracţionare cu spumă şi tratare fotochimică. Agenţii mobilizatori sunt în general recuperaţi (mai ales prin distilare) şi reutilizaţi.

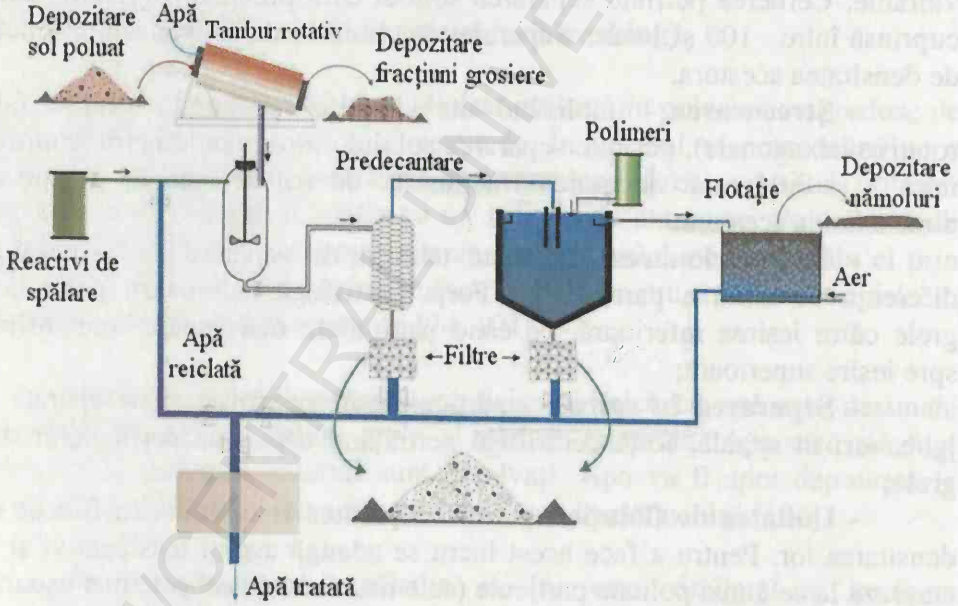


Fig. 34. Schema de spălare a solului excavat [24, 104].

Adaosul de reactivi chimici (agenţi mobilizatori sau extractanţi) se poate realiza în diferite etape: unitate de dezintegrare sau decompactor, cernere, strecurare, unitate de flotaţie, separare gravitaţională prin sedimentare. Adaosul se face în general contra-curent. Pot fi utilizaţi diferiţi agenţi în mod separat şi succesiv. Pentru a îmbunătăţi recuperarea, se utilizează detergenţi, surfactanţi, agenţi de chelatizare, acizi, baze, apă caldă

sau chiar vapori. Procesul care foloseşte adaosul de reactivi chimici (extracţie prin solvenţi sau punere în soluţie) este înrudit cu extracţia chimică [24, 104].

Spălarea ex situ prezintă următoarele avantaje [24, 104]:

- procedeul permite tratarea unei mari cantităţi de poluanţi;
- procedeul poate fi adaptat cu uşurinţă pentru orice granulometrie;
- reducerea semnificativă a cantităţii de sol poluat permite reducerea costurilor de tratare şi transport ulterior;
- reutilizarea fracţiunilor grosiere nepoluate permite reducerea costurilor de furnizare a rambleelor;
- separarea poluanţilor în funcţie de granulometrie permite o adaptare mai eficientă a proceselor de tratare ulterioare;
- acest procedeu este unul din puţinele care permit tratarea poluanţilor minerali sau micşti;
- această tehnică este mai puţin costisitoare faţă de incinerare şi poate fi avantajoasă din punct de vedere economic, în anumite cazuri;
- spălarea cu apă permite tratarea tuturor solurilor contaminate şi rezolvarea, potenţială, a problemelor de eterogenitate a solurilor;
- randamentul epurator este mai ridicat decât cel de la spălarea in situ.

Inconvenientele şi factorii limitatori ai spălării ex situ sunt [24, 104]:

- acest procedeu nu permite distrugerea poluanţilor;
- acest procedeu este cel mai des utilizat ca tehnică de tratare preliminară;
- procedeul nu este rentabil din punct de vedere economic pentru cantităţi mici;
- schimbarea texturii solului poate provoca probleme pentru reutilizarea ca rambleu;
- utilizat pe sit, acest procedeu presupune o aglomerare de amploare a locului respectiv;
- emisiile atmosferice şi zgomotul produs pot fi semnificative;
- utilizarea apei (adăugată prin diverse formule chimice) necesită un proces de tratare care generează costuri suplimentare şi o monitorizare tehnică care nu trebuie neglijate;

BIBLIOTECA CENTRALĂ UNIVERSITARĂ

- consumul de apă este uneori important (uneori de la 0,4 până la 3 L de apă/kg de sol tratat), de aceea se practică recircularea apei;
- umiditatea rămasă după tratare este de multe ori un obstacol pentru o revalorificare corespunzătoare a solului sau un impediment în depozitarea acestuia într-un depozit, tocmai de aceea, adesea sunt necesare unităţi (uneori scumpe) de deshidratare a particulelor fine;
- se consideră că sortarea solului care prezintă o proporţie de fracţiuni fine mai mari de 20-40% nu este rentabilă din punct de vedere economic;
- procedeul este puţin adaptat solului şi rambleelor poroase (cretă etc.);
- tratarea materialelor mai mult sau mai puţin omogene este mai rentabilă din punct de vedere economic decât a celor care prezintă o gamă foarte largă de granulometrii;
- contactul dintre apă şi particulele fine poluate trebuie să fie semnificativ, pentru ca procesul de tratare să fie eficient;
- uneori poate fi dificilă găsirea formulei corespunzătoare în cazul poluărilor multiple, complexe şi eterogene;
- sunt necesare studii avansate privind aplicabilitatea;
- emisiile gazoase, pulberile antrenate şi emisiile lichide generate în timpul unui proces de tratare trebuie colectate şi tratate, dacă este necesar, fapt care generează costuri suplimentare;

- trebuie să se facă teste de decantare/flotaţie pentru a dimensiona în mod corespunzător procesele de separare gravitaţională;
- trebuie luate măsuri specifice pentru a gestiona problemele de miros de nămol datorate poluării organice;
- solurile cu o capacitate ridicată de schimb cationic, sau care prezintă un conţinut ridicat de acid humic, prin capacitatea mare de adsorbţie a poluanţilor, vor prezenta probleme de extracţie a substanţelor poluante şi, deseori, necesită o tratare prealabilă specifică.

Pot fi obţinute randamente epuratorii de ordinul a 95 %, în condiţii optime.

Costurile metodei de remediere prin spălare (soil washing) variază în funcţie de fluidul de extracţie folosit de la 35 la 100 €/t sol şi nu includ cheltuielile de excavaţie şi transport [24, 104]:

- apă: 30-50 €/t sol;
- soluţii acide: 50-110 €/t sol;
- soluţii bazice: 50-80 €/t sol;
- detergenţi: 50-90 €/t sol.

4.2.4. Încapsularea on site

Procedeul de încapsulare constă în izolarea poluanţilor, în scopul de a preveni propagarea continuă a acestora [3, 52, 59].

Încapsularea (fig. 35) pe sit constă în izolarea totală a solului poluat într-o alveolă, pentru a limita [24, 85, 104]:

- infiltraţiile de precipitaţii şi migraţia laterală şi de adâncime a poluanţilor din apele subterane;
- migraţia pe verticală a gazelor.

Acoperirea celulelor trebuie să fie de tip strat multiplu impermeabil. Pereţii şi fundul celulelor trebuie să aibă un dispozitiv specific care să prezinte o etanşeitate maximă şi care să permită recuperarea apei (fig. 36) [3, 24, 52, 59, 85, 104].

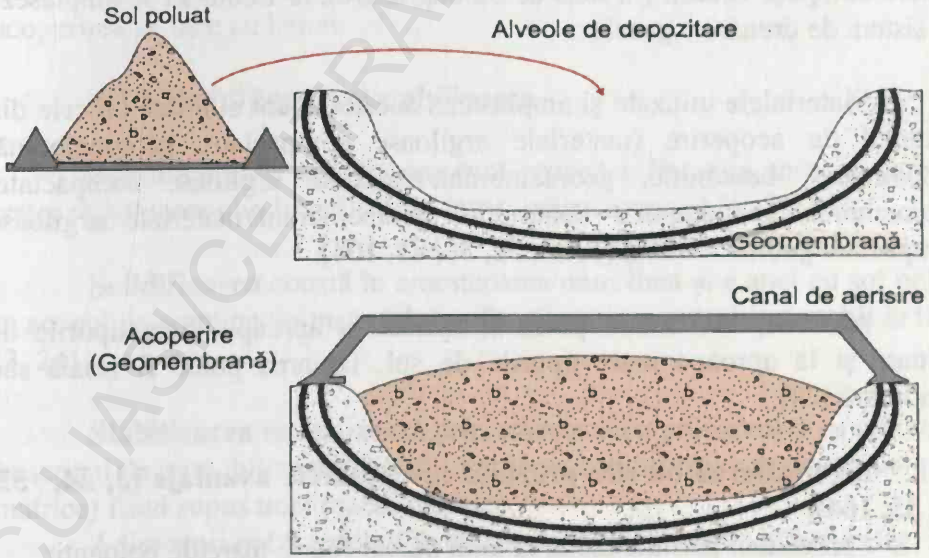


Fig. 35. Schema încapsulării on site [24, 85, 104].

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

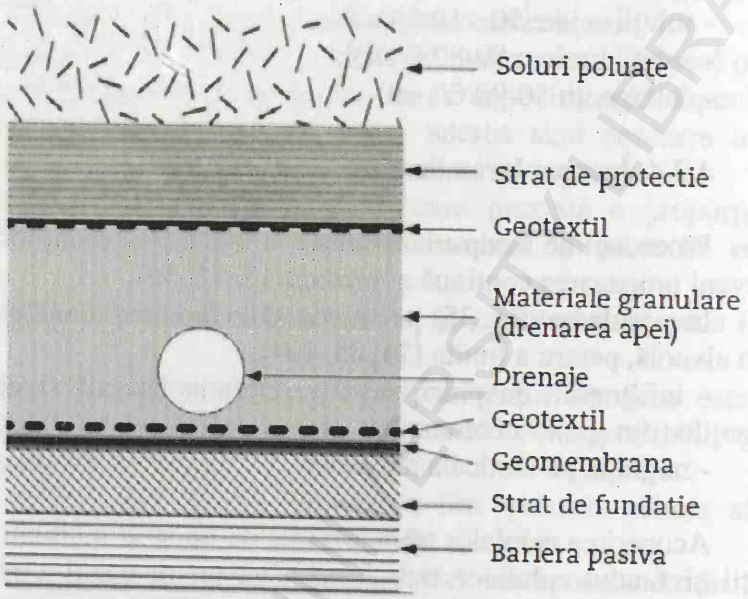


Fig. 36. Exemplu de strat pe fundul încapsulării [3, 24, 52, 59, 85, 104].

În cazul solurilor poluate cu compuşi volatili sau al solurilor care pot genera compuşi volatili (în faza de biodegradare), ar trebui să se amplaseze un sistem de drenare a gazelor.

Materialele utilizate şi amplasarea acestora sunt similare cu cele din sistemul de acoperire (materiale argiloase compactate, geomembrană, geocompozit bentonitic, geomembrană/materiale argiloase compactate, geomembrană/geocompozit bentonitic, geomembrană/materiale argiloase compactate/geomembrană) [3, 24, 52, 59, 85, 104].

Acest tip de tratare poate fi aplicat la aproape toate tipurile de poluare şi la aproape toate tipurile de sol. Izolarea poate fi finală sau temporară [24].

Încapsularea on site prezintă următoarele avantaje [3, 24, 52, 59, 85, 104]:

- procedeul permite izolarea unui număr foarte mare de poluanţi;

- această tehnologie este deosebit de bine adaptată pentru volume mari de poluare cu compuşi anorganici sau micşti;
- în cazul încapsulării (pe site), procesul nu mai pune problema solului excavat.

Dezavantajele şi factorii limitatori ai încapsulării on site sunt [3, 24, 52, 59, 85, 104]:

- poluarea nu este distrusă şi rămâne în loc: nu se realizează nici o acţiune privind volumul şi toxicitatea deşeurilor;
- singura acţiune se referă la reducerea semnificativă a transferului de poluare;
- este necesară o monitorizare pe termen foarte lung;
- este necesară întreţinerea acoperirii pentru a asigura durabilitatea şi buna funcţionare (distrugerea izolării datorită îngheţului/dezgheţului, secării diferenţiale, trecerii utilajelor, uscării, atacului rozătoarelor, vegetaţiei, amplasării de lizimetre etc.);
- având în vedere că lucrările nu au decât cel mult câteva zeci de ani, este dificilă dovedirea rezistenţei izolării pe termen lung.

În cazul încapsulării costurile de tratare variază de la 3 €/m^2 atunci când acoperirea se face cu nisip-bentonită şi până la 100 €/ m^2 când acoperirea se face cu beton.

4.2.5. Solidificarea şi stabilizarea

Solidificarea şi stabilizarea sunt procedee fizice şi chimice care nu tratează poluarea ci o imobilizează într-o matrice stabilă [3, 24, 85].

Solidificarea constă în amestecarea unui liant şi a apei cu sol poluat în scopul de a obţine un material dur, foarte puţin permeabil şi stabil în timp [3, 24].

Stabilizarea se realizează prin amestecarea poluantului cu adjuvanţi în scopul de a imobiliza poluantul (pierderea solubilităţii sau absorbţiei pe o matrice) fiind supus unei reacţii chimice.

Adjuvanţii pot fi inseraţi în matricea solului fie prin injecţie (fig. 38), fie prin malaxare (fig. 37) [52, 59, 85, 104].

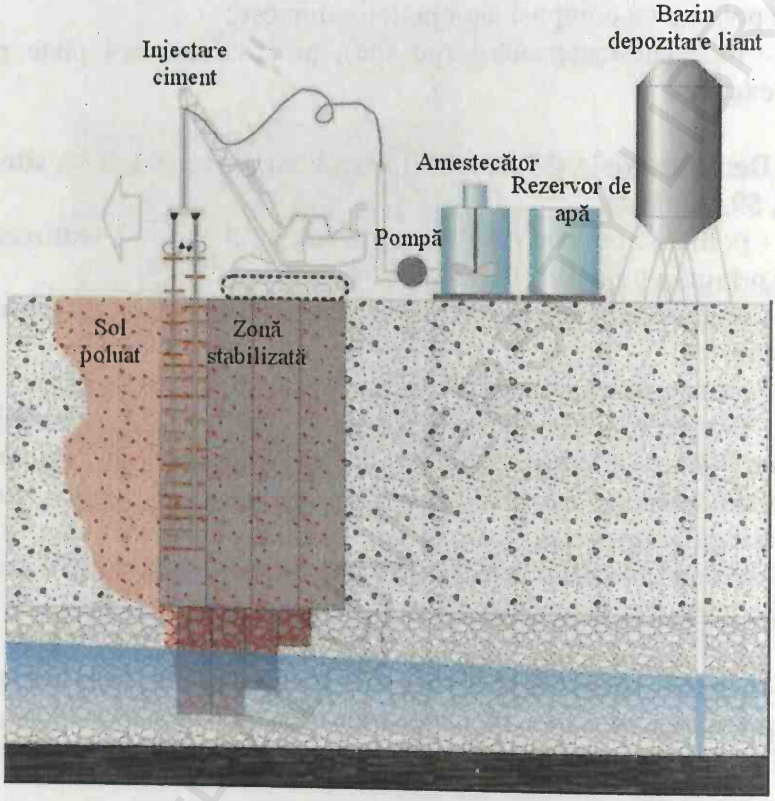


Fig. 37. Schema unei instalaţii de amestecare mecanică in situ [52, 59, 85].

Mijloacele materiale necesare stabilizării/solidificării on site sau ex situ sunt următoarele [52, 59, 85, 104]:

- tratare prealabilă a solului: cernere prealabilă sau calibrare, separare magnetică, unitate de dezagregare sau compactor, cernere, strecurare etc.;
- benzi transportoare pentru materiale;
- centrale de pregătire: silozuri de stocare, malaxor de transport, cuvă cu agitator, rezervoare de reactivi;
- malaxoare;
- pompe de injecţie automată şi care înregistrează parametrii (presiune, volume, debite, temperaturi, pH etc.);

- zonă de depozitare temporară a deşeurilor şi solului în exces;
- dacă este necesar, în cazul prezenţei compuşilor organici volatili, sistem de captare, de control şi tratare a gazelor (zeoliţi, cărbune activ, skimmere etc.).

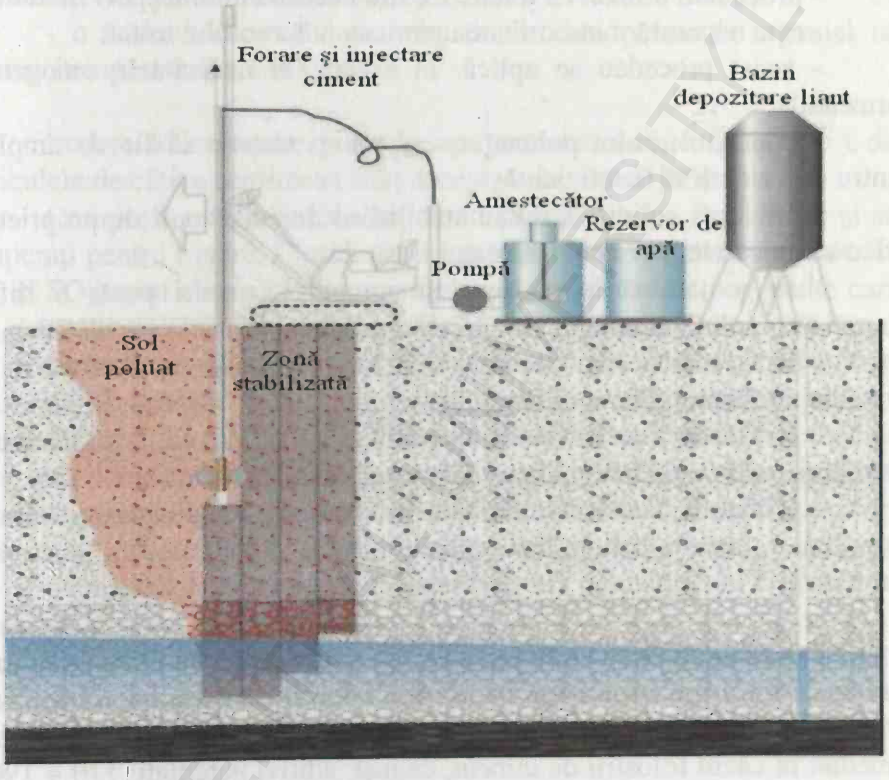


Fig. 38. Schema unei instalaţii de injecţie forţată [52, 59, 104].

Avantajele solidificării/stabilizării [52, 59, 85, 104]:

- solidificarea reduce accesibilitatea poluanţilor la mediul înconjurător;
- stabilizarea reduce potenţialul de mobilizare a poluanţilor în mediul înconjurător;
- acest procedeu permite "tratarea" poluanţilor, în principal anorganici, dar şi micşti;
- acest procedeu este rapid.

Dezavantajele solidificării/stabilizării [52, 59, 85, 104]:

- acest procedeu nu permite distrugerea poluanţilor;
- solurile tratate trebuiesc eliminate sau îngropate, fapt ce generează costuri suplimentare, de care trebuie să se ţină cont de la începutul proiectului;
- procedeul utilizat ca tratare ex situ necesită un transport costisitor;
- este necesară monitorizarea permanentă a solului tratat;
- acest procedeu se aplică, în esenţă, la materialele omogene şi permeabile;
- contactul dintre poluanţi şi adjuvanţi trebuie să fie de amploare pentru ca tratarea să fie eficientă;
- eficienţa solidificării sau stabilizării depinde mult de proprietăţile fizico-chimice ale zonei contaminate;
- la contaminările multiple şi complexe, uneori poate fi dificilă găsirea unei soluţii adaptate;
- la adâncimi mai mari de 3,5 m, procedeele in situ devin mai rentabile decât procedeele ex situ;
- eficacitatea pe termen lung trebuie să fie dovedită (expunerea la intemperii: apă, îngheţ/dezgheţ, secare etc.);
- efluenţii gazoşi rezultaţi din procesul de volatilizare, generaţi în timpul unei tratări a poluanţilor organici trebuie să fie colectaţi la suprafaţă şi trataţi.

Costul procedeului de inertizare (solidificare şi stabilizare) variază în funcţie de tipul procesului aplicat, al aditivilor şi inductorilor folosiţi: 40 ÷ 80 €/t de sol remediat în cazul silicaţilor solubili; 90 ÷ 200 €/t de sol remediat în cazul folosirii de ciment, cenuşi, aditivi patentaţi; 110 ÷ 190 €/t de sol remediat pentru silicaţi şi polimeri anorganici [52, 59].

4.2.6. Incinerarea

Procedeul de incinerare (fig. 39) se bazează pe combustia aerobă (în prezenţa aerului), într-un cuptor în care temperaturile sunt ridicate (870 ÷ 1200 °C).

Arderea aerobă permite distrugerea poluanţilor organici în vapori de apă, gaz carbonic şi reziduuri de ardere (cenuşă). Metalele nu sunt distruse

şi se regăsesc fie în efluenţii gazoşi, fie în fracţiunea solidă (cenuşă) [3, 24, 85, 104].

În general, incinerarea este descompusă în două faze care se realizează în două camere [24, 85]:

- o primă cameră în care poluanţii organici sunt desorbiţi şi volatilizaţi (temperatura > 400 °C);
- o a doua cameră de combustie în care poluanţii organici sunt distruşi (temperatura > 1 000 °C).

Înainte de incinerare, solurile sunt pretratate (sitate, uscate etc.), doar particulele de câţiva centimetri sunt acceptate în cuptor [85].

Compuşii gazoşi şi deosebiţi sunt antrenaţi de un flux de aer şi sunt recuperaţi pentru tratare. Clorul, azotul şi sulful (prezenţi sub formă de HCl, NO_x şi SO_x) sunt eliminaţi din emisiile atmosferice în cele mai multe cazuri prin neutralizarea în soluţie alcalină [3, 24, 85, 104].

Incinerarea este folosită pentru numeroşi poluanţi organici (volatili, semi-volatili sau cu volatilitate scăzută) în cantităţi foarte concentrate (uneori de ordinul mai multor procente), hidrocarburi petroliere (benzină, motorină, kerosen etc.), fracţiuni mai grele de hidrocarburi, solvenţi cloruraţi, uleiuri, PCB, pesticide, dioxine/furani, HAP, compuşi explozivi [3, 24].

Cu excepţia compuşilor radioactivi, toţi poluanţii pot fi trataţi prin incinerare.

Timpul de sejur, turbulenţa şi temperatura, sunt adaptate în funcţie de concentraţiile iniţiale de poluanţi (şi de puterea calorică inferioară) şi proprietăţile solului (conţinut de materie organică, conţinut de apă).

Sistemul de incinerare este constituit din [3, 24, 85, 104]:

- unităţi de tratare prealabilă:
  - unitate de măcinare sau segregare;
  - unitate de uscare;
  - unitate de mărunţire;
  - unitate de amestec (cu aditivi de tip var, gips etc.);
  - unitate de omogenizare;
- un cuptor de incinerare;
- material pentru crearea fluxului şi ajustarea parametrilor termici;
- unităţi de tratare a gazului:

BCU IASI / CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

• cameră de post combustie, arzător, oxidare catalitică;
• schimbător termic;
• desprăfuitori cu filtre, desprăfuitori umezi sau desprăfuitori electrostatici;
• condensator, adsorbţie cu cărbune activ;
• unitate de neutralizare a gazului (în principal pe cale umedă sau semi-uscată);
• unitate specifică pentru recuperarea metalelor, dacă este necesar (condensare etc.);

- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare.

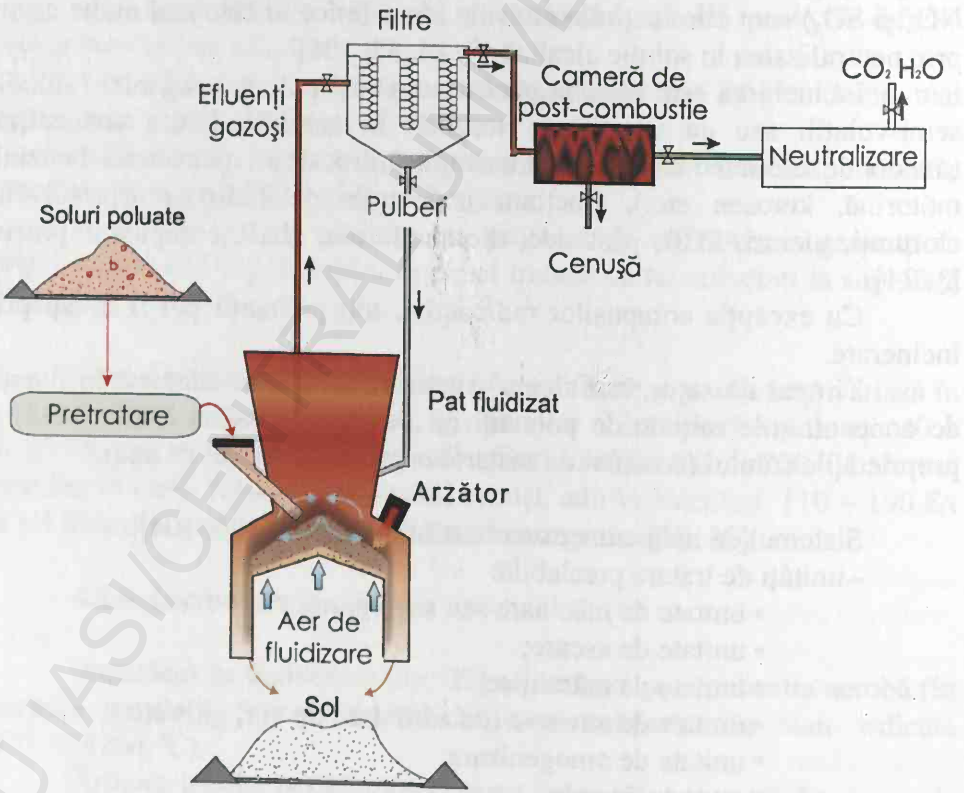


Fig. 39. Schema de principiu a incinerării [3, 24, 85, 104].

Există diferite tipuri de cuptoare, cele mai importante fiind [3, 24, 85]:

- **Cuptoarele rotative**: cuptoarele sunt cilindrice, scobite şi uşor înclinate. Rotirea acestora permite amestecul solului şi înaintarea acestuia către cuptor;
- **Cuptoarele cu grilaje**: grilajele pot fi de mai multe tipuri: translaţie, fără capăt, cu basculare, cu bare. Permit înaintarea şi amestecul solului;
- **Cuptoarele cu pat fluidizat**: un cilindru vertical închis conţine la bază un pat inert cald (siliciu) menţinut în suspensie de un curent de aer ascendent. Solul este introdus în acest pat şi amestecat;
- **Cuptoarele cu infraroşu**: energia, invers faţă de alte tipuri de incineratoare, este adusă de radiaţiile infraroşii.

Tratarea emisiilor atmosferice este foarte variabilă, succesiunea diferitelor unităţi de desprăfuire, de oxidare sau de adsorbţie, de neutralizare, este foarte variabilă.

Incinerarea prezintă următoarele avantaje [3, 24, 85, 104]:

- utilizează o tehnică care permite distrugerea poluanţilor;
- această tehnică permite tratarea mai multor poluanţi, inclusiv a compuşilor semi-volatili şi puţin volatili;
- incinerarea permite tratarea solurilor foarte poluate, concentraţiile de compuşi organici pot fi de ordinul a mai multor procente;
- tehnica permite tratarea anumitor metale "care pot fi volatilizate", cum ar fi zincul, cadmiul, plumbul etc.;
- tehnica este eficientă chiar şi la solurile argiloase şi eterogene;
- randamentul epurator este cel mai ridicat (99,99 % pentru hidrocarburile petroliere), iar concentraţiile finale de poluanţi sunt neglijabile la compuşi organici.

Dezavantajele şi factorii limitatori ai incinerării sunt [3, 24, 85, 104]:

- procedeul necesită excavarea solurilor;
- tehnica presupune un consum foarte ridicat de energie;
- tehnica este una din cele mai scumpe de pe piaţă;

BCU IASI - UNIVERSITY LIBRARY

- este esenţială atingerea unor temperaturi foarte ridicate, pentru a nu degaja o parte din poluanţi în atmosferă;
- eterogenitatea şi procentul de materie organică din sol pot să aibă un impact semnificativ asupra randamentului epurator;
- solurile cu un conţinut de umiditate mai mare de 20 % trebuie să facă obiectul unei tratări prealabile prin încălzire;
- solurile compactate trebuie să facă obiectul unei grăpări;
- uneori sunt necesare amestecuri pentru a facilita tratarea solului (adaos de var, gips, sol mai friabil etc.);
- solurile cu concentraţii ridicate de argilă şi materie organică sunt mai dificil de tratat.

Durata tratării în unitatea de desorbţie este de la câteva minute la câteva zeci de minute. Unităţile de tratare moderne sunt capabile să proceseze zeci de tone pe oră.

Costurile de tratare în centre fixe sunt de ordinul a 190 €/t, chiar până la 1050 €/t pentru poluanţii specifici (în afară de costurile de transport) media fiind de 280 €/t. La şantierele de mărime mare, costurile de tratare on site pot fi mai mici [3, 24, 104].

4.2.7. Desorbţia termică

Desorbţia termică (fig. 40) constă în aplicarea de căldură pentru a extrage prin volatilizare poluanţii volatili şi semi-volatili din solul excavat. Temperatura utilizată este mai mică decât cea necesară incinerării [24, 104]. Solul excavat este introdus într-un cuptor pentru a fi încălzit până la temperaturi medii cuprinse între 90 şi 560 °C. Această încălzire permite, pe de o parte, desorbţia poluanţilor adsorbiţi pe matricea sol şi, pe de altă parte, creşterea presiunii vaporilor de la compuşii puţin volatili şi extragerea acestora în fază gazoasă [52, 59]. O parte din compuşii organici poate fi distrusă chiar şi la temperaturi joase.

Compuşii gazoşi şi deosebiţi sunt antrenaţi de un flux de aer şi sunt recuperaţi pentru tratare. Particulele sunt recuperate în prealabil în filtre, sisteme de desprăfuire umedă sau desprăfuire electrostatică. Ulterior compuşii
organici sunt eliminaţi prin distrugere (ardere, oxidare catalitică), sau fixare (cărbune activ, condensator) [3, 59].

Solurile depoluate, spre deosebire de incinerare, nu sunt distruse până la stadiul de cenuşă, dar păstrează o bună parte a proprietăţilor fizice (mai ales
proprietăţile structurante care permit suportarea unei eventuale activităţi biologice) şi pot fi încorporate, dacă este cazul, altor materiale sau îngropate [3, 24, 85, 104].

Unităţile de desorbţie care tratează solvenţii cloruraţi sunt echipate cu o unitate de tratare adaptată pentru neutralizarea acidului clorhidric.

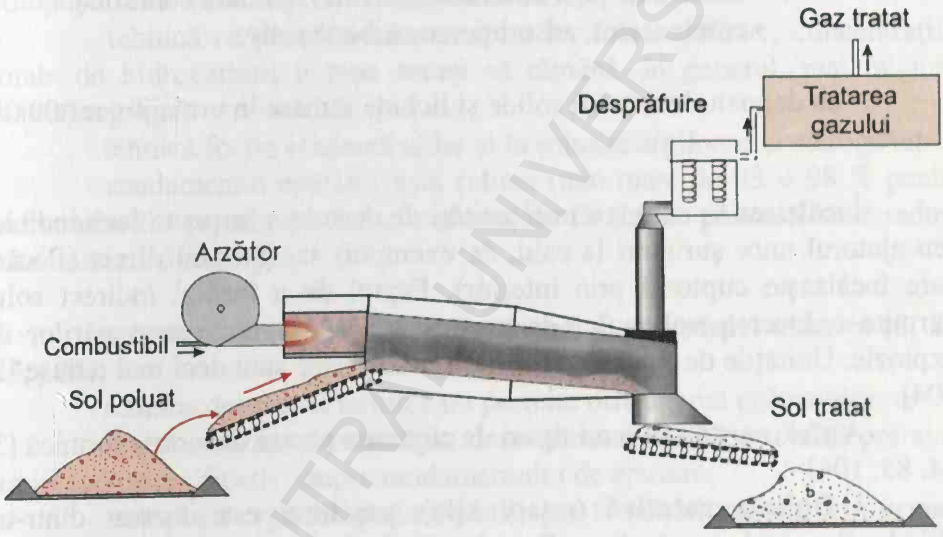


Fig. 40. Schema de principiu a desorbţiei termice [24, 104].

Desorbţia termică este folosită pentru numeroşi poluanţi organici (volatili, semi-volatili sau cu volatilitate scăzută): hidrocarburi petroliere (benzină, motorină, kerosen etc.) fracţiuni mai grele de hidrocarburi, solvenţi cloruraţi, uleiuri, pesticide [24, 59].

Sistemul desorbţiei termice este constituit din [3, 24, 85, 104]:
- unităţi de tratare prealabilă:
  - unitate de măcinare sau separare;

BCU MIRCEA CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

- unitate de uscare;
- unitate de grăpare;
- unitate de amestec (cu aditivi de tip var, gips etc.);
- unitate de omogenizare;

- un cuptor: unitate rotativă (rotary kiln) sau unitate cu şurub;
- material pentru crearea de flux şi ajustarea parametrilor termici;
- unităţi de tratare a gazului:
  - schimb termic;
  - sistem de desprăfuire cu filtre, umed sau electrostatic;
  - cameră de post-combustie, arzător, oxidare catalitică;
  - condensator, adsorbţie cu cărbune activ;

- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare.

Încălzirea în cuptor a unei unităţi de desorbţie se poate face indirect (cu ajutorul unor şuruburi la cald, de exemplu) sau în mod direct (flacără care încălzeşte cuptorul prin interior). Faptul de a încălzi indirect solul permite reducerea volumului de gaz de tratat şi reducerea riscurilor de explozie. Unităţile de tratare a emisiilor atmosferice sunt deci mai reduse [3, 104].

Astfel, există trei mari tipuri de cuptoare pentru desorbţia termică [3, 24, 85, 104]:

- **Unitate rotativă** (rotary kiln): reactorul este format dintr-un cilindru de metal uşor înclinat. Rotaţia cilindrului permite înaintarea solului de la intrarea în unitate (unde se găseşte arzătorul pentru furnizarea energiei termice), la ieşire;
- **Unitate cu şurub**: un şurub fără capăt permite înaintarea solului prin cuptor, căldura este difuzată printr-un fluid cald (cu abur sau ulei) în pereţii scobiţi ai reactorului şi şurubului;
- **Unitate cu covor**: un covor metalic permite transportul solului amplasat în straturi subţiri (grosime de câţiva centimetri), prin cuptor.

Tratarea emisiilor atmosferice este foarte variabilă, succesiunea de diferite unităţi de desprăfuire, oxidare sau adsorbţie, neutralizare este foarte variabilă [85, 104].

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Randamentul epurator este ridicat (mai mare de 95 – 98 % pentru hidrocarburile petroliere), iar concentraţiile finale de poluanţi sunt reduse (mai mici de 5 mg/kg).

Acest randament depinde de condiţiile de exploatare, de concentraţiile de poluanţi şi proprietăţile solului (eterogenitatea mediului, prezenţa materiei organice, precum şi prezenţa poluanţilor cu o volatilitate foarte redusă).

Avantajele desorbţiei termice [3, 24, 85, 104]:

- această tehnică permite tratarea a numeroşi poluanţi, mai ales compuşii semi-volatili şi cu volatilitate redusă;
- tehnică ce permite tratarea solurilor foarte poluate, concentraţiile totale de hidrocarburi trebuie totuşi să rămână, în general, mai mici de 50 000 mg/kg;
- tehnică foarte eficientă chiar şi la solurile argiloase şi eterogene;
- randamentul epurator este ridicat (mai mare de 95 ÷ 98 % pentru hidrocarburile petroliere), iar concentraţiile finale de poluanţi sunt reduse (mai mici de 5 mg/kg).

Inconvenientele şi factorii limitatori ai desorbţiei termice [3, 24, 85, 104]:

- tehnica desorbţiei termice nu permite distrugerea poluanţilor;
- eterogenitatea şi cantităţile de materie organică a solului pot avea un impact semnificativ asupra randamentului de epurare;
- compuşii organici puţin volatili pot fi volatilizaţi şi, prin urmare extraşi din sol în fază gazoasă, cu condiţia ca presiunea vaporilor să fie crescută semnificativ;
- particulele mai mari de 5 cm nu sunt admise: va trebui să se facă fie o separare, fie o măcinare;
- solurile cu un conţinut de umiditate mai mare de 20 % trebuie să facă obiectul unei tratări prealabile prin încălzire;
- randamentul epurator depinde de condiţiile de exploatare, de concentraţiile de poluanţi şi proprietăţile solului (eterogenitatea mediului, prezenţa materiei organice, precum şi prezenţa poluanţilor cu o volatilitate foarte redusă).

Timpul de tratare în unitatea de desorbţie nu este decât de la câteva minute la câteva zeci de minute. Unităţile de tratare moderne pot să trateze câteva zeci de tone pe oră.

Costurile de tratare în centre fixe sunt de ordinul a 60 - 110 €/t (fără costurile de transport), media fiind de 75 €/t. La şantierele de mărime mare, costurile de tratare on site pot fi mai reduse.

4.2.8. Biopilele

Biopila constă în aşezarea solului poluat în grămezi pentru a realiza o tratare biologică [3, 52, 85, 104].

Solurile poluate sunt amestecate cu un agent structurant şi apoi sunt direcţionate către o zonă de tratare care conţine cel puţin un sistem de colectare a levigatului şi unităţi de aerare (extracţie sau insuflare de aer) pentru a optimiza transferul de oxigen şi stimularea biodegradării [3, 104].

Biopilele (fig. 41) sunt foarte adesea acoperite cu o geomembrană impermeabilă pentru a limita infiltraţiile de apă pluvială, volatilizarea poluanţilor, menţinerea/creşterea temperaturii. Levigatul este parţial reciclat şi tratat pe sit, înainte de a fi evacuat [24, 52, 104].

Biopila se aplică la soluri poluate cu produse petroliere, cum ar fi motorina, păcura, kerosenul. COHV, SCOV, pesticidele, unele fracţiuni grele de petrol (HAP, uleiuri organice etc.) pot, de asemenea, să fie tratate în anumite condiţii, ducând la randamente epuratorii mai reduse.

Sistemul de biopilă este format din următoarele elemente [3, 52, 85, 104]:

- o platformă de tratare prealabilă (omogenizare, cernere, modificarea materiei organice sau structurante, dacă este nevoie etc.);
- o platformă de tratare fixă sau mobilă pe celule impermeabile (beton sau PEHD - polietilenă cu densitate mare);
- materiale legate de adaosul de nutrienţi: rezervor de stocare, sistem de amestecare cu apă, reţea de recuperare şi de recirculare a levigatului;
- material necesar umidificării (drenaj, sprinkler etc.);
- material necesar aerării (drenaj, pompe etc.);
- dacă este necesar, o filieră de tratare a gazului (tratare biologică sau cel mai adesea biofiltru);

- material pentru controlul condiţiilor de mediu: oxigenarea mediului, umiditatea, concentrarea nutrienţilor, temperatura, densitatea populaţiei microbiene;
- un depozit de deşeuri solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare.

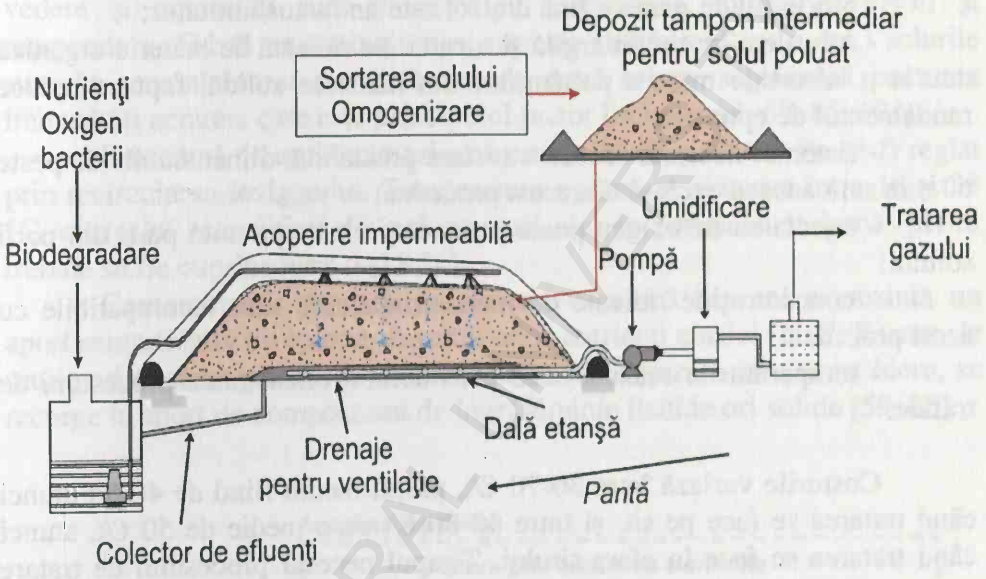


Fig. 41. Schema de principiu a biopilei [24, 52, 104].

Randamentul acestui procedeu variază mult în funcţie de condiţiile de mediu, în anumite cazuri poate atinge mai mult de 90 % dacă timpul de tratare este suficient de îndelungat.

Avantajele biopilei sunt [3, 52, 85, 104]:
- procedeu distructiv;
- tehnică mult utilizată la solurile eterogene şi uşor biodegradabile;
- tehnică ce permite un control mai bun al parametrilor implicaţi în procesul de biodegradare faţă de tratarea biologică in situ (şi, prin urmare, randamente de epurare mai bune);

- îmbunătăţirea calităţilor fizice ale solului (mai ales în ce priveşte cantitatea de materie organică).

Dezavantajele şi factorii limitatori ai biopilei sunt [3, 52, 85, 104]:

- eterogenitatea solului poate interfera cu omogenitatea de distribuţie a circulaţiei aerului şi deci cu eficacitatea tratării;
- procentul de materie fină din sol este un factor limitator;
- solurile care conţin argilă şi o cantitate ridicată de materie organică duc la o adsorbţie mare a poluanţilor din matricea solidă, fapt ce reduce randamentul de epurare;
- sistemul necesită adesea o sortare prealabilă: dimensiunile de peste 60 mm sunt adesea excluse din acest procedeu;
- injectarea de oxigen poate provoca colmatarea unei părţi din porii solului;
- concentraţiile ridicate de metale/metaloide sunt incompatibile cu acest procedeu;
- temperaturile scăzute scad considerabil eficacitatea procesului de tratare.

Costurile variază între 30-70 €/t, preţul mediu fiind de 40 €/t atunci când tratarea se face pe sit, şi între 40-80 €/t cu o medie de 50 €/t, atunci când tratarea se face în afara sitului. Timpul necesar procesului de tratare variază de la câteva săptămâni la câteva luni (18-24 luni).

4.2.9. Landfarming-ul

Principiul constă în etalarea solului contaminat într-un strat subţire (30 cm) şi pe suprafeţe mari, fapt ce permite interacţiunea dintre matricea poluată şi atmosferă. Scopul este acela de a favoriza aerarea şi implicit degradarea aerobă (fig. 42).

Aratul solului permite aerarea regulată. Biodegradarea este favorizată şi de adaosul de suplimente nutritive (minerale şi îngrăşăminte). Solul poluat trebuie să fie etalat pe suporturi impermeabile (asfalt, geomembrană, rareori beton) pentru a evita orice poluare a solului şi a apelor subterane [3, 85, 104].

Levigatul este apoi fie tratat înainte de deversarea în mediul natural, fie recirculat pentru a favoriza umidificarea şi reînsămânţarea bacteriană [3, 59].

Landfarming-ul este eficient pentru tratarea solurilor poluate cu compuşi monoaromatici (BTEX), fenoli, hidrocarburi petroliere (benzină, diesel, lubrifianţi uşori, uleiuri).

Ca orice tratare biologică, parametrii esenţiali care trebuiesc avuţi în vedere şi controlaţi sunt în principal umiditatea, nutrienţii, pH-ul şi temperatura. Odată amestecaţi cu agenţii de structurare (paie etc.) solurile sunt în general întoarse o dată sau de două ori pe săptămână pentru a îmbunătăţi aerarea, care este principalul factor limitator [3, 59, 85, 104].

Procentul de umiditate primită este între 40 şi 85 %. Poate fi reglat prin recircularea levigatului. Temperatura optimă se situează între 10 şi 25 °C, controlul este dificil de realizat, mai ales în perioada de iarnă (pH-ul trebuie să fie cuprins între 6 şi 8 °C).

Contaminanţii organici şi materia organică din sol reprezintă un aport semnificativ de carbon. Aportul altor nutrienţi clasici (N, P, K) este de multe ori necesar pentru un tratament eficient. Pentru a face acest lucru, se recurge la aport de compost sau de îngrăşăminte lichide ori solide [59, 85].

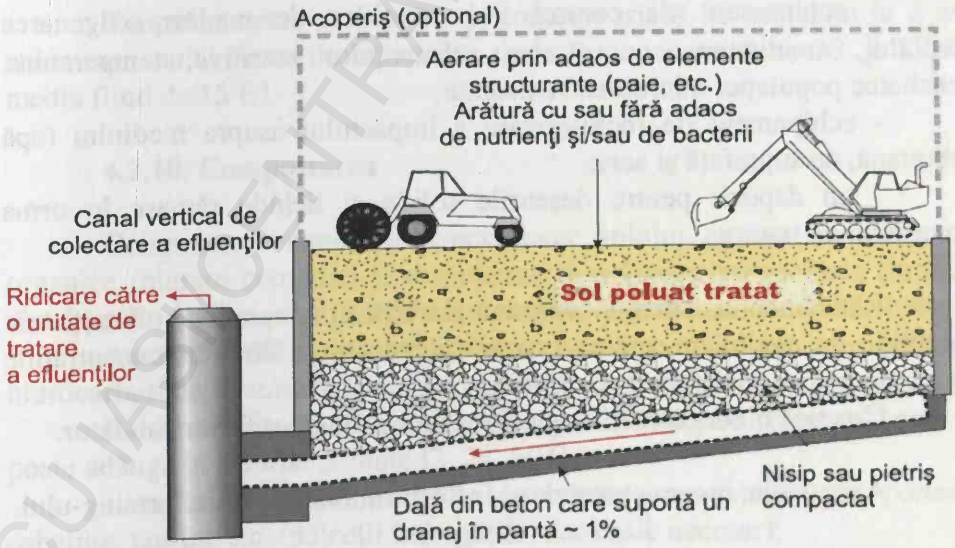


Fig. 42. Schema de principiu a landfarming-ului [3, 85, 105].

Landfarming-ul este eficient pentru tratarea solurilor poluate cu compuşi monoaromatici (BTEX), fenoli, HAP (cele mai uşoare de tip naftalină şi fenantren), hidrocarburi petroliere (benzină, diesel, lubrifianţi uşori, uleiuri). Există câteva experienţe pozitive privind PCP-urile şi anumite pesticide.

Tratarea prin landfarming este constituită din următoarele elemente [3, 85, 104]:

- o platformă de tratare prealabilă (omogenizare, cernere, material pentru adăugarea de elemente nutritive, modificarea materiei organice sau de structurare etc.);
- o platformă de tratare fixă echipată cu un radier impermeabilizat (argilă, beton sau PEHD - polietilenă cu densitate mare) înclinată şi înălţată printr-un strat drenant (nisip, pietriş) care permite recuperarea levigatului;
- o reţea de recuperare şi de recirculare a levigatului şi materialului pentru ajustarea umidităţii (drenaj, sprinkler, pompe etc.);
- dacă este necesar, un acoperiş sau un cort pentru limitarea poluării atmosferice difuze, cu sisteme de tratare a aerului adaptate. Această opţiune de control al emisiilor atmosferice difuze este, datorită costurilor importante, foarte rar utilizată;
- material agricol pentru arat;
- echipament de control al condiţiilor de mediu: oxigenarea mediului, umiditatea, concentrarea substanţelor nutritive, temperatura, densitatea populaţiei microbiene existente;
- echipament de monitorizare a impactului asupra mediului (apă subterană, de suprafaţă şi aer);
- un depozit pentru deşeurile solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare.

Randamentul acestui procedeu variază foarte mult în funcţie de condiţiile de mediu, în anumite cazuri poate atinge 90 %. Concentraţiile reziduale reduse sunt dificil de obţinut.

Cinetica biodegradării este cel mai constrângător factor limitator.

Avantajele, inconvenientele şi factorii limitatori ai landfarming-ului.

Avantajele landfarming-ului sunt [3, 85, 104]:

- proces distructiv;
- tehnică utilizată pentru solurile eterogene şi uşor biodegradabile;
- se poate aplica la numeroşi poluanţi;
- îmbunătăţirea calităţilor fizice ale solului (mai ales procentul de materie organică).

Inconvenientele şi factorii limitatori ai landfarming-ului [3, 85, 104]:

- poluanţii volatili au tendinţa de a se evapora în atmosferă;
- landfarming-ul este o tehnică de biodegradare mai lentă şi mai puţin performantă decât biopila;
- landfarming-ul „clasic", (fără acoperire) trebuie să fie utilizat de preferinţă la poluanţii uşor biodegradabili şi puţin volatili (ex.: motorina) pentru a evita riscurile de contaminare a aerului prin evaporare;
- solurile care conţin argilă şi o cantitate ridicată de materie organică duc la o adsorbţie ridicată a poluanţilor din matricea solidă, fapt ce reduce randamentul de epurare;
- concentraţiile reziduale reduse sunt dificil de obţinut;
- cinetica biodegradării este cel mai constrângător factor limitator.

Timpul necesar procesului de tratare variază de la 3 luni la 2 ani, chiar mai mult. Costurile de tratare variază în general între 12 şi 35 €/t, media fiind de 15 €/t.

4.2.10. Compostarea

Compostarea constă în amestecarea solului excavat cu substanţe organice (numite compost) şi dispunerea în grămezi trapezoidale (brazde) distanţate în mod regulat pentru a favoriza biodegradarea [3, 59, 85, 104].

Această tehnică este frecvent utilizată pe siturile care prezintă hidrocarburi de la volatile la semi-volatile biodegradabile.

Există diferite tipuri de materie organică naturală (compost) care se poate adăuga în solurile poluate [3, 24, 104]:

- materiile organice de la complexele zootehnice de porcine, cabaline, taurine etc. (dejecţii îmbogăţite, dacă este necesar);

- materiile organice vegetale : legume, fructe, aşchii de lemn, iarbă, fân, paie.

Compostul (fig. 43) acţionează asupra biostimulării (aport de elemente nutritive, de carbon, azot etc.), biocreşterii (aport de bacterii) şi aerării (aport de agenţi de structurare, elemente rigide, care cresc porozitatea) [3, 24, 59, 85, 104].

Alegerea diferitelor substanţe depinde de tipul de sol şi de poluare: întotdeauna sunt necesare teste de tratabilitate pentru a optimiza alegerea substanţelor: starea de maturitate, tip de biodegradabilitate a compostului (lent sau rapid), aport de structurare, temperatura dorită [59, 85, 104].

Solurile trebuie să fie pregătite înainte de amestecul cu compost (eliminarea fracţiunilor grosiere nebiodegradabile şi grăpare). Raportul compost/sol contaminat poate varia între 0,2 şi 0,7. Amestecul este apoi depozitat sub formă de brazde trapezoidale în aşa fel încât să păstreze căldura.

La fel ca şi la biopile, există condiţii optime de biodegradare [3, 24, 59, 85, 104]:

- Procentul optim de umiditate este cuprins între 50 şi 80 %. Dacă procentul de umiditate este prea mare datorită apei pluviale, brazdele ar trebui acoperite cu un film impermeabil la apă, dar permeabil la aer (de exemplu, Goretex, polipropilenă) sau să se creeze pante mai abrupte. Dacă procentul de umiditate este prea redus, brazda va trebui stropită;

- Temperaturile optime pentru degradarea principalilor poluanţi sunt situate între 25 - 45 °C (microorganisme mezofile). În anumite cazuri sunt necesare temperaturi mai mari (45 - 60 °C). Se caută astfel microorganisme termofile care evoluează la această temperatură. Atingerea temperaturii dorite rezultă din controlul degradării biologice exoterme, aceasta depinzând de alegerea compostului (mai mult sau mai puţin biodegradabil), de forma brazdei şi utilizarea unor geotextile care adsorb lumina;

- Concentraţia minimă de oxigen este de ordinul a 5 %. În anumite cazuri rare, mai ales la degradarea unor solvenţi cloruraţi, este necesar ca în anumite locuri să existe brazde cu condiţii anaerobe (cu prezenţa apei) pentru degradarea unor solvenţi cloruraţi. În general, aerarea produsă prin aportul de agenţi de structurare, întoarcerea brazdelor şi mişcările convective ale aerului

sunt suficiente pentru obţinerea condiţiilor optime. Dacă este necesar, se produce o aerare similară cu cea de la biopilă (pH-ul trebuie să fie cuprins între 6 şi 8).

- Brazdele nu sunt în general mai mari de 3 m (pentru a evita compactarea). Forma şi mărimea maximă a brazdelor sunt date de necesitatea aportului de oxigen (3-4 m lăţime). Aerarea şi omogenizarea biodegradării sunt îmbunătăţite prin întoarcerea regulată a brazdelor (o dată pe săptămână).

Compostarea este eficientă pentru tratarea solului cu compuşi monoaromatici (BTEX), fenoli, HAP (cele mai uşoare de tip naftalină şi fenantren), hidrocarburi petroliere (benzină, diesel, lubrifiant, uleiuri), erbicide/pesticide (de exemplu atrazin) dar şi PCB, PCP, clorobenzen şi unii explozivi (trinitrotoluen etc.).

Sistemul de compostare este constituit din următoarele elemente [3, 24, 59, 85, 104]:

- o platformă de tratare prealabilă (omogenizare, cernere, material pentru adăugarea de elemente nutritive, modificarea materiei organice sau de structurare etc.);
- o platformă de tratare fixă sau mobilă pe celule impermeabile (beton sau PEHD - polietilenă cu densitate mare) şi înclinate, care să permită recuperarea levigatului;
- o reţea de recuperare şi de recirculare a levigatului şi materialului pentru ajustarea umidităţii (drenaj, sprinkler, pompe etc.);
- dacă este necesar, o membrană permeabilă la aer şi impermeabilă la apă (Goretex, polipropilenă);
- întoarcerea brazdei (aerator mecanic de tip agricol);
- echipament de control al condiţiilor de mediu: oxigenarea mediului, umiditatea, concentrarea substanţelor nutritive, temperatura, densitatea populaţiei microbiene existente;
- un depozit pentru deşeurile solide şi lichide rămase în urma procesului de tratare.

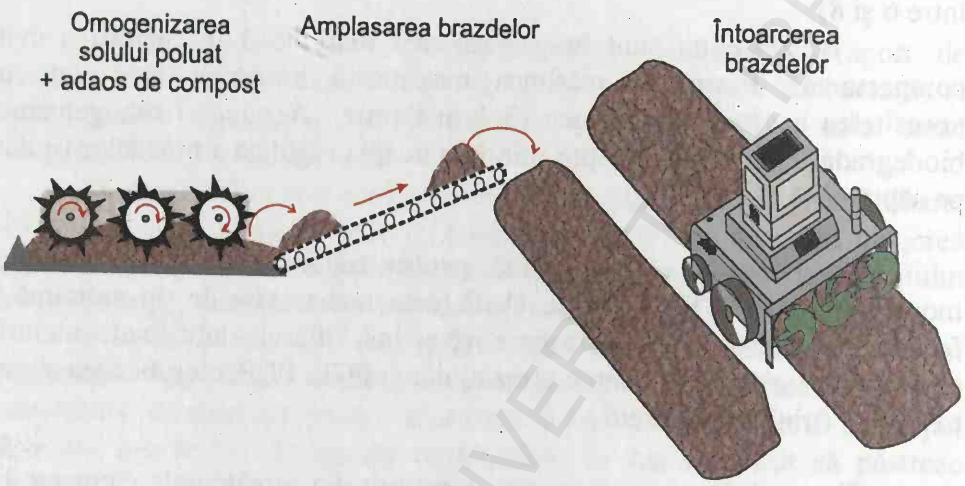


Fig. 43. Schema de principiu a compostării [3, 24, 59, 85, 104].

Randamentul acestui procedeu variază foarte mult în funcţie de condiţiile de mediu; în anumite cazuri poate atinge mai mult de 95 %.

Cinetica biodegradării este cel mai constrângător factor limitator.

Avantajele compostării sunt [3, 24, 59, 85, 104]:

- tehnică testată care a demonstrat o mare fiabilitate şi rezultate extrem de semnificative;
- proces distructiv;
- tehnică intens utilizată la solurile eterogene şi uşor biodegradabile;
- tehnică ce permite accelerarea tratamentelor biologice ex-situ clasice;
- tehnică ce permite un mai bun control faţă de tratamentele biologice in situ;
- mentenanţă redusă;
- competitivitate privind costurile şi performanţele;
- fiabilitate;
- se poate aplica la numeroşi poluanţi;
- posibilitatea de a trata poluanţi relativ recalcitranţi în alte condiţii;

- suprafaţa solului este mai redusă decât cea necesară tehnicii de landfarming;
- îmbunătăţirea calităţilor fizice ale solului (mai ales concentraţia de materie organică).

Inconvenientele şi factorii limitatori sunt [3, 24, 59, 85, 104]:

- tehnica necesită excavarea solului;
- tehnica necesită o tratare prealabilă adaptată;
- compostarea este o tehnică de biodegradare mai lentă şi mai puţin performantă decât biopila;
- compostarea „clasică" trebuie să fie utilizată de preferinţă la poluanţii uşor biodegradabili şi puţin volatili (exemplu: motorina) pentru a evita riscurile de contaminare a aerului prin evaporare;
- transformarea solului excavat trebuie să fie examinată cu atenţie (odată excavat, solul poluat este considerat ca deşeu);
- faptul de a adăuga uneori agenţi de structurare, creşte volumul solului;
- procedeul necesită o suprafaţă la sol, uneori destul de mare;
- procentul de materie fină din sol reprezintă un factor limitator;
- solurile care conţin argilă şi o cantitate ridicată de materie organică duc la o adsorbţie mare a poluanţilor din matricea solidă, fapt ce reduce randamentul de epurare;
- sistemul necesită adesea o sortare prealabilă (dimensiunile de peste 60 mm sunt adesea excluse din acest procedeu);
- natura poluării (biodegradabilă) şi concentraţiile de poluanţi trebuie analizate cu atenţie;
- biopilele statice (fără inversare) pot duce la rezultate mai puţin omogene decât cele obţinute cu o inversare sau un amestec;
- procentul de umiditate, raportul de carbon/azot/fosfat/potasiu, temperatura, aerarea trebuie menţinute în condiţii optime;
- injectarea de oxigen poate provoca colmatarea unei părţi din porii solului;
- concentraţiile ridicate pot fi toxice pentru microorganisme;
- concentraţiile ridicate de metale/metaloide sunt incompatibile cu acest procedeu;
- temperaturile scăzute scad considerabil eficacitatea procesului de tratare;

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

- emisiile atmosferice necesită uneori o tratare a aerului (cost suplimentar).

Costurile variază între 15-40 €/t, media fiind de 25 €/t. Timpul necesar procesului de tratare variază de la 2 la 12 luni.

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Capitolul 5

STUDII ASUPRA PROCESULUI DE DEPOLUARE A SOLULUI

5.1. Tehnici de laborator pentru studiul procesului de depoluare a solului

Studiul procesului de depoluare a solului după proprietăţile fizice şi mecanice ale solului se poate face pe standuri pe care se studiază modul de dispersie a poluanţilor în sol şi variaţia lor în timp, precum şi influenţa fenomenelor de transport, transformare, acumulare şi fixare.

5.1.1. Pentru poluanţii de natură lichidă

Standul (fig. 44) este prevăzut cu un rezervor, care are un volum bine determinat, pentru depozitarea poluantului lichid. La partea inferioară a rezervorului se montează un robinet de reglare a debitului poluantului [22].

Pentru studierea modului de dispersie şi circulaţie a poluantului în sol se vor folosi două metode, respectiv dispersia punctiformă şi dispersia de suprafaţă. Poluantul este distribuit pe proba de sol amplasată într-un vas cilindric din plexiglas transparent, ce are ca scop evidenţierea modului de dispersie a acestuia în sol.

Cilindrul este prevăzut la partea inferioară cu o sită fină care are scopul să reţină particulele solide de sol şi să permită trecerea fazei lichide. Lichidul care este eliminat din probă este colectat într-un vas de colectare.

Pentru studierea modului de dispersie a poluantului în sol cilindrul în care se pune proba de sol va avea un unghi variabil în raport cu verticala [22].

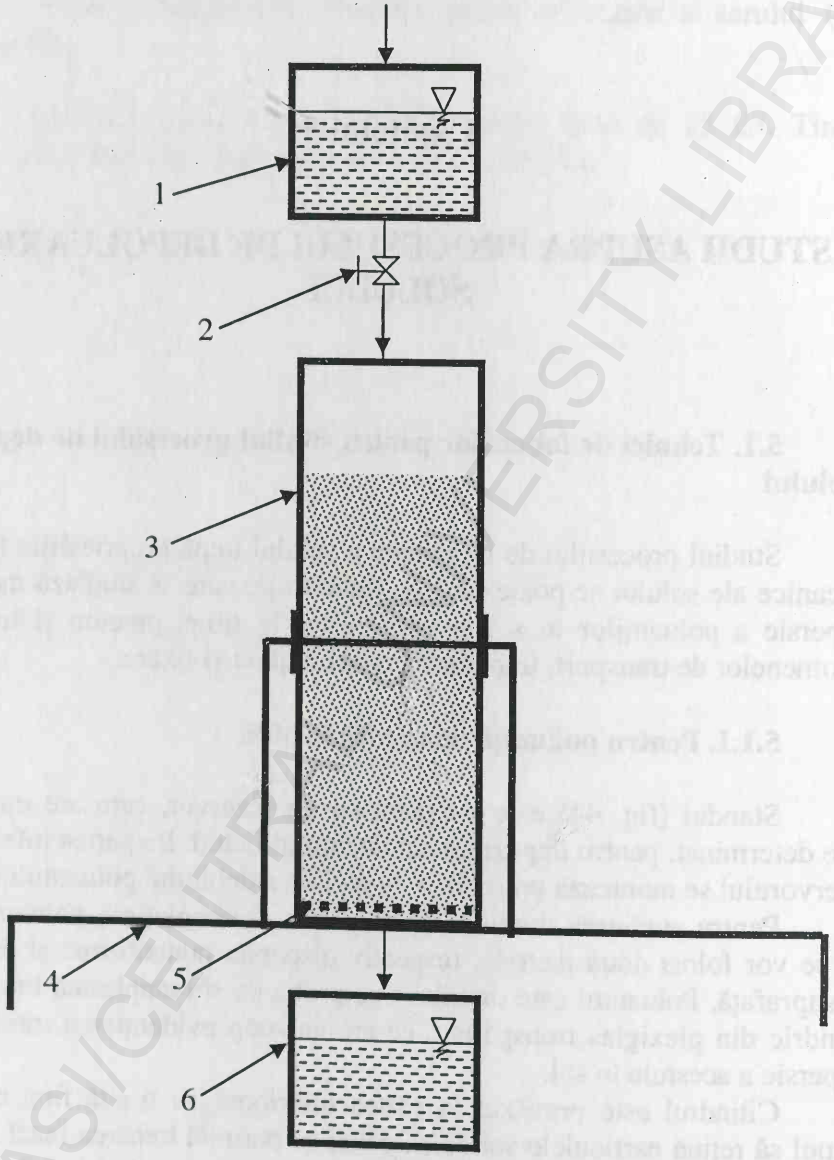


Fig. 44 . Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor lichizi în sol [22]:
1 – rezervor; 2 – robinet; 3 - vas cu proba de sol; 4 - cadru de susţinere; 5 – sită; 6 - vas de colectare.

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

5.1.2. Pentru poluanţii de natură volatilă

Pentru a determina modul de distribuţie şi circulaţie a poluanţilor volatili în sol la standul din figura 44 s-a realizat etanşarea la capete a vasului (cilindrului) cu proba de sol pentru o urmărire cât mai exactă a poluantului martor.

Pentru etanşare s-a folosit un capac cauciucat prevăzut cu o duză care, în funcţie de poziţia în stand, are rolul [22]:

- de a introduce poluantul martor în proba de sol;
- de conexiune la manometru pentru a identifica variaţia de presiune realizată de poluantul volatil înainte de a intra în proba de sol;
- de conexiune la debitmetru pentru a măsura debitul de aer care a străbătut proba de sol.

Standul poate lucra prin refularea aerului în sol (fig. 45 a, fig. 45 b, fig. 45 c, fig. 45 d) şi prin absorbţia aerului din sol (fig. 46 a, fig. 46 b).

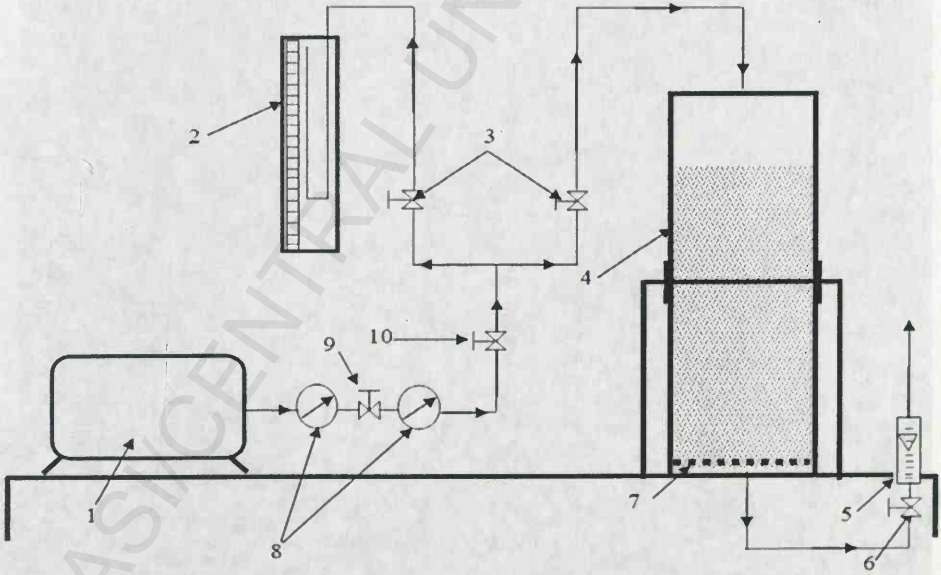


Fig. 45 a. Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor gazoşi în sol prin refulare [22]:
1- compresor; 2 – manometru cu lichid; 3, 6, 9, 10 – robinete; 4 – vas cu proba de sol; 5 – debitmetru de aer; 7 –sită; 8- manometre de presiune;

Pentru a studia procesul de poluare în situaţii cât mai reale standul dispune şi de un dispozitiv de tasare cu ajutorul căruia se poate varia gradul de tasare, respectiv densitatea şi porozitatea solului.

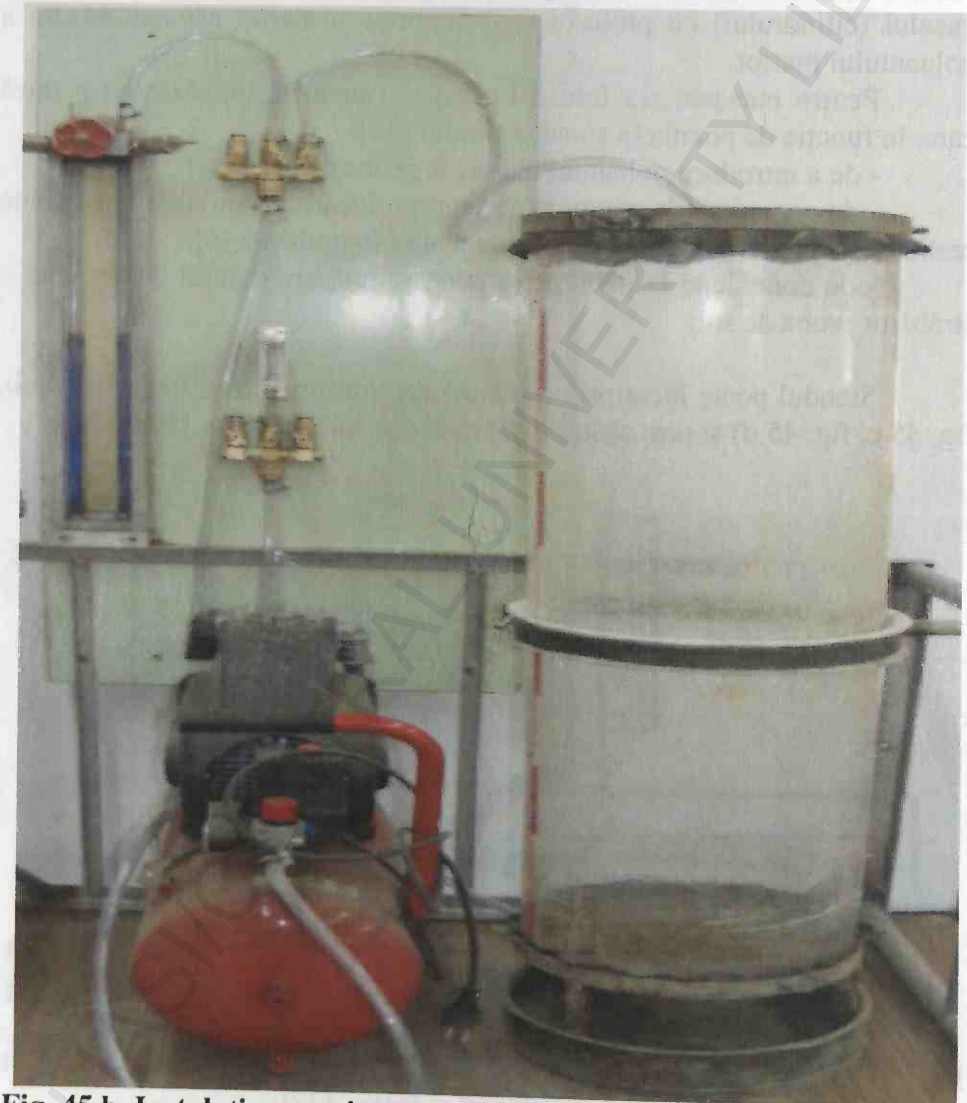


Fig. 45 b. Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor gazoşi în sol prin refulare (poziţia standului pe verticală) [22].

Fig. 45 c. Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor gazoşi în sol prin refulare (poziţia standului înclinat la 60 °) [22].

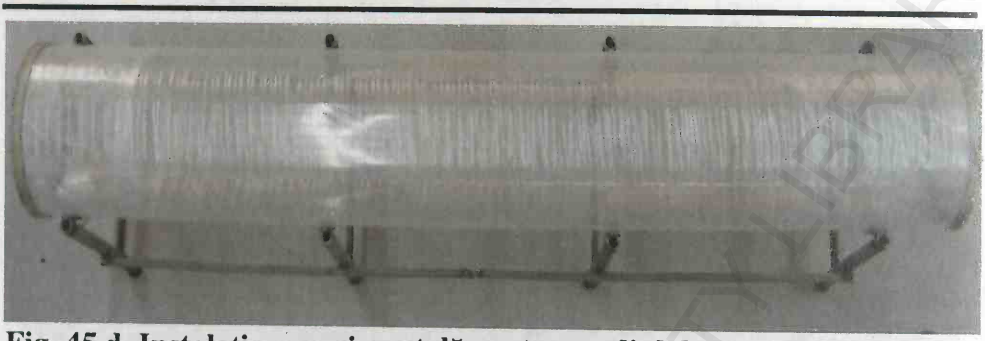


Fig. 45 d. Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor gazoşi în sol prin refulare (poziţia standului pe orizontală) [22].

Instalaţia totală cuprinde standul de laborator, aparatura de comandă (dou[manometre de presiune, un manometru cu lichid, un debitmetru de aer, robinete), un compresor, o pompă de aspiraţie, vas cilicndric din plexiglas şi un cadru de susţinere.

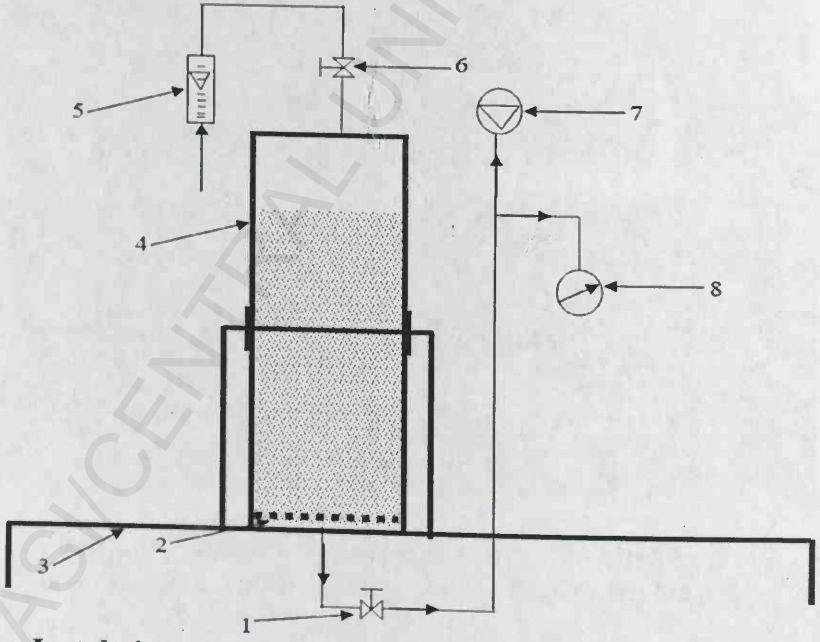


Fig. 46 a. Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor gazoşi în sol prin aspirare [22]:
1, 6- robinete; 2 – sită; 3 – cadru de susţinere; 4 – vas cu proba de sol; 5 – debitmetru de aer; 7 – aspirator; 8 – manometru.

Fig. 46 b. Instalaţia experimentală pentru studiul deplasării poluanţilor gazoşi în sol prin aspirare [22].

5.2. Determinarea densităţii reale a solului cu metoda picnometrică

Procedeul de determinare a densităţii prin metoda picnometrului urmăreşte determinarea volumului pe care îl ocupă particulele solide dintr-o cantitate de sol cunoscută. Cunoscând volumul total al picnometrului (fig. 47) (volumul lichidului cu care se va umple picnometrul) şi volumul aceluiaşi lichid, după ce în picnometru s-a introdus proba de sol, se calculează prin diferenţa volumul lichidului dislocuit, deci volumul probei de sol.

Fig. 47. Picnometru.

Densitatea reală a solului se determinat cu metoda picnometrică, comform formulei 28 [9, 11].

$$D = \frac{m_2 - m}{m_1 + m_2 - m - m_3} \cdot \rho_{H_2Od} \quad [g/cm^3] \qquad (28)$$

unde:

ρ_{H2Od} este densitatea apei distilate, ρ_{H2Od} =0,998 (g/cm^3);
m – masa picnometrului gol (g);
m_1 – masa picnometrului umplut cu apa distilată (g);
m_2 - masa picnometrului cu proba de sol (g);
m_3 - masa picnometrului cu proba de sol + apă distilată (g).

5.3. Determinarea densităţii aparente a solului cu metoda cilindrilor Kacinski

În funcţie de tipul de sol s-a determinat densitatea aparentă.

Densitatea aparentă serveşte la aprecierea gradului de afânare a solului (tab. 21) şi se determină prin metoda cilindrilor Kacinski, comform relaţiei 29 [9, 11].

Tabelul 21.

Aprecierea gradului de afânare a solului [9, 11, 50].

Nr. crt.	Valoarea ρ_a [g/cm^3]	Aprecieri
1.	1,1	Sol excesiv de afânat
2.	1,0 ÷ 1,1	Sol arat corespunzător
3.	1,2	Arătură aşezată
4.	1,2 ÷ 1,3	Arătură tasată
5.	1,3 ÷ 1,4	Sol tasat
6.	1,4 ÷ 1,6	Sol foarte tasat
7.	1,6 ÷ 1,8	Sol excesiv de tasat

$$\rho_a = \frac{M_2 - M}{V} \quad [g/cm^3] \qquad (29)$$

unde:

V este volumul total al cilindrului (V=100 cm^3);

M_2-M – masa solului uscat din cilindru (g).

5.4. Determinarea rezistenţei la penetrare a solului

Rezistenţa la penetrare reprezintă rezistenţa opusă de sol la pătrunderea unui corp etalon ascuţit şi se determină întotdeauna pe probe de sol în aşezare naturală [3, 5].

Rezistenţa la penetrare s-a determinat cu ajutorul penetrometrului dinamic de laborator (fig. 48), conform relaţiei 30 [3, 5, 6].

$$Rp = \frac{n \cdot G \cdot h}{s \cdot H_c} \quad [daN/cm^2] \qquad (30)$$

unde:

n este numărul de lovituri;
G – masa ciocanului 0,3 kg;
h – cursa ciocanului (28 cm);
s – secţiunea maximă a corpului etalon (0,785 cm^2);
H_c – înălţimea cilindrului (8,5 cm).

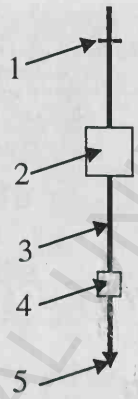


Fig. 48. Penetrometru dinamic de sol [3, 5, 6]:
1 - limitator; 2 – ciocan; 3 - tijă; 4 - nicovală; 5 - vârf conic.

Din literatura de specialitate interpretarea rezultatelor experimentale se face conform tabelului 22 [3, 5].

Tabelul 22.
Aprecierea solului în funcţie de rezistenţa la penetrare măsurată dinamic [3, 5].

Nr.crt.	Aprecierea solului	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]
1.	Uşor	< 15
2.	Mijlociu	15-50
3.	Greu	50-150
4.	Foarte greu	> 150

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

5.5. Determinarea influenţei proprietăţilor fizice şi mecanice ale solului în procesele de epurare şi de autoepurare

Studiile şi determinările privind influenţa proprietăţilor fizice şi mecanice în procesul de epurare şi de autoepurare se execută în condiţii de laborator utilizând standul şi aparatura prezentate în capitolul 4.

În vederea realizării experienţelor s-au ales patru tipuri de sol (luto-argilos, argilos, nisipos, prundiş) astfel încât să prezinte o gamă cât mai largă de soluri cu textură variabilă.

Caracteristicile fizice şi mecanice ale celor patru tipuri de sol sunt prezentate în tabelele 23, 24, 25, şi 26.

Tabelul 23.

Caracteristicile fizice şi mecanice ale solurilor luto-argiloase [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Densitatea aparentă [g/cm^3]	Densitatea reală [g/cm^3]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]
1.	Luto-argilă	1,05	2,55	59	2,5
		1,32	2,6	50	6,25
		1,45	2,59	45	25
		1,6	2,55	34	36,25

Tabelul 24.

Caracteristicile fizice şi mecanice ale solurilor argiloase [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Densitatea aparentă [g/cm^3]	Densitatea reală [g/cm^3]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]
1.	Argilă	1,02	2,51	60	1,87
		1,16	2,45	53	4,37
		1,24	2,5	49	15,62
		1,42	2,45	43	20,62

BCU IAŞI / CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 25.

Caracteristicile fizice şi mecanice ale solurilor nisipoase [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Densitatea aparentă [g/cm^3]	Densitatea reală [g/cm^3]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]
1.	Nisip	1,01	2,65	62	2,09
		1,07	2,6	59	2,5
		1,15	2,6	56	4,62
		1,25	2,7	54	6,3

Tabelul 26.

Caracteristicile fizice şi mecanice ale solurilor nisipo-prundoase [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Densitatea aparentă [g/cm^3]	Densitatea reală [g/cm^3]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]
1.	Nisipo-prundiş	1,01	2,6	62	1,78

Metoda de cercetare pentru poluanţii de natură gazoasă s-a referit la:

- studiul circulaţiei poluanţilor gazoşi în sol care s-a făcut prin studiul circulaţiei aerului în sol;
- s-au folosit două metode de circulaţie a aerului în sol respectiv prin refulare (pentru presiuni de refulare a aerului cuprinse între 196,2 şi 392,40 N/m^2) şi prin aspirare aerului (pentru presiuni de aspirare a aerului cuprinse între 3999,66 şi 7999,32 N/m^2);
- în ambele cazuri s-a urmărit timpul necesar aerului pentru a străbate un profil de sol cu o anumită permeabilitate realizată în laborator;
- determinarea permeabilităţii la aer a solurilor s-a făcut pentru diferite valori ale: presiunii aerului, densităţii aparente a solului, densităţii reale a solului, porozităţii şi rezistenţei la penetrare pentru sol.

Metoda de cercetare pentru poluanţii de natură lichidă s-a referit la:

- studiul circulaţiei poluanţilor lichizi în sol care s-a făcut prin studiul circulaţiei apei în sol;

- s-a folosit o metodă de circulaţie a apei în sol respectiv dispersia de suprafaţă;
- s-a urmărit timpul necesar apei pentru a străbate un profil de sol (argilos, nisipos, luto-argilos, nisipo-prundiş) cu o anumită permeabilitate realizată în laborator;
- s-a urmărit determinarea vitezei de levigare a apei în sol;
- determinarea permeabilităţii la apă a solului s-a făcut pentru diferite valori ale: densităţii aparente a solului, densităţii reale a solului, porozităţii şi rezistenţei la penetrare pentru sol.

Pentru determinarea permeabilităţii la aer a solului s-au realizat experimente pentru cinci valori ale presiunii de refulare a aerului (196,2 N/m^2, 245,25 N/m^2, 294,30 N/m^2, 343,35 N/m^2, 392,40 N/m^2) şi patru valori ale presiunii de aspirare (3999,66 N/m^2, 5332,88 N/m^2, 6666,10 N/m^2, 7999,32 N/m^2).

Pentru determinarea permeabilităţii la apă a solului, respectiv a vitezei de levigare a apei în sol s-au realizat experimente pentru o cantitate de 10 L de apă.

În vasul cilindric s-a amplasat proba de sol la o înălţime de 0,7 m astfel:

- în aşezare naturală;
- la fiecare 0,1 m solul a fost tasat 0,01 m;
- la fiecare 0,1 m solul a fost tasat 0,02 m;
- la fiecare 0,1 m solul a fost tasat 0,03 m.

În ambele cazuri s-a urmărit timpul necesar aerului/apei pentru a străbate un profil de sol cu o anumită permeabilitate realizată în laborator.

5.6. Determinarea modului de deplasare a poluanţilor gazoşi în sol prin refulare/aspirare

5.6.1. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol argilos

În tabelul 27 sunt prezentate valorile timpului în care aerul a traversat proba de sol argilos pentru patru valori ale: densităţii aparente,

BCU INSTITUTUL UNIVERSITAR LIBRARY

densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare pentru sol şi 5 valori ale presiunii de refulare a aerului în sol.

Tabelul 27.

Permeabilitatea la aer a solurilor argiloase în funcţie de presiunea de refulare a aerului, rezistenţa la penetrare, densitatea aparentă, densitatea reală şi porozitatea solului [22].

Nr. Crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm³]	Densitatea reală [g/cm³]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm²]	Presiunea de refulare a aerului [N/m²]	Timpul de străbatere a probei de sol [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Argilă	0,7	1,02	2,51	60	1,87	196,2	46,63	1,501
							245,25	40,21	1,74
							294,30	33,14	2,112
							343,35	28,22	2,48
							392,40	25,15	2,783
		0,63	1,16	2,45	53	4,37	196,2	59,24	1,063
							245,25	51,48	1,223
							294,30	42,33	1,488
							343,35	36,44	1,728
							392,40	31,25	2,016
		0,56	1,24	2,5	49	15,62	196,2	245,85	0,227
							245,25	237,41	0,235
							294,30	228,24	0,245
							343,35	214,15	0,261
							392,40	204,37	0,274
		0,52	1,42	2,45	43	20,62	196,2	740,34	0,07
							245,25	699,51	0,074
							294,30	670,15	0,077
							343,35	645,44	0,08
							392,40	633,01	0,082

La valori ale densităţii aparente de 1,02 şi 1,16 g/cm^3, proba de sol argilos a opus o rezistenţă la penetrare cuprinsă între 1,87 şi 4,37 daN/cm^2, ceea ce încadrează solul în categoria „solurilor uşoare".

La valori ale densităţii aparente de 1,24 şi 1,42 g/cm^3, proba de sol argilos a opus o rezistenţă la penetrare cuprinsă între 15,62 şi 20,62 daN/cm^2, ceea ce încadrează solul în categoria „solurilor mijlocii".

În figura 49 sunt reprezentate grafic variaţiile timpului în care aerul a traversat proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

La o valoare minimă a rezistenţei la penetrare de 1,87 daN/cm^2 şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol argilos a fost de aproximativ 46,63 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii

de refulare a aerului de 392,40 N/m^2 timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 25,15 secunde .

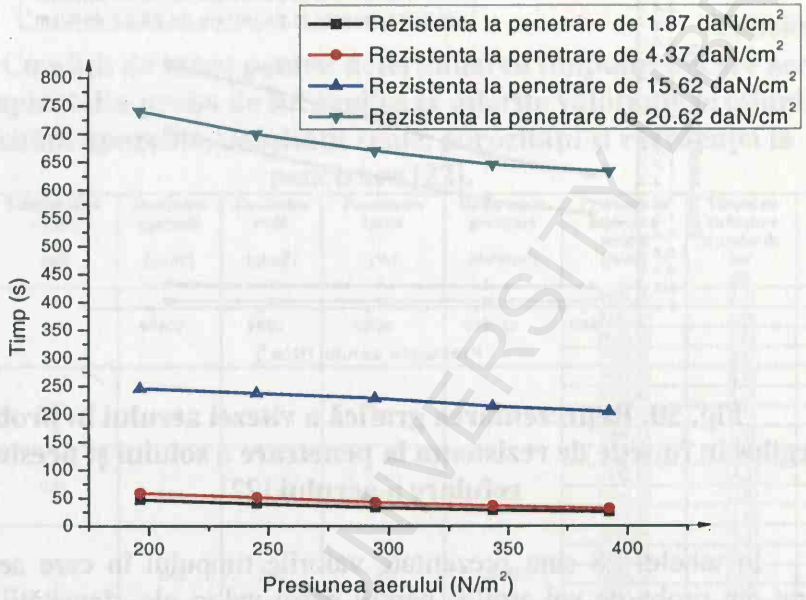


Fig. 49. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul străbate proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

La o valoare maximă a rezistenţei la penetrare de 20,62 daN/cm^2 şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol argilos a fost de aproximativ 740,34 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de refulare a aerului de 392,40 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 633,01 secunde.

Astfel, s-a observat că odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care aerul traversează proba de sol argilos.

În figura 50 sunt reprezentate grafic variaţiile vitezei aerului în proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

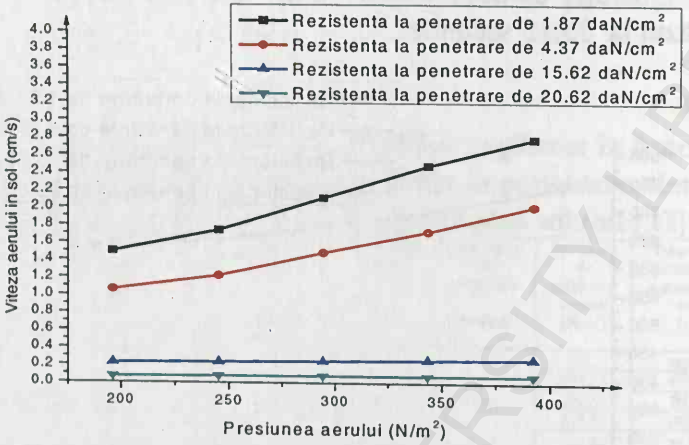


Fig. 50. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

În tabelul 28 sunt prezentate valorile timpului în care aerul a fost aspirat din proba de sol argilos pentru patru valori ale: densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare pentru sol şi patru valori ale presiunii de aspirare a aerului.

În figura 51 sunt reprezentate grafic variaţiile timpului în care aerul a fost aspirat din proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiune.

La o valoare minimă a rezistenţei la penetrare de 1,87 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a fost aspirat din proba de sol argilos a fost de aproximativ 2,72 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 0,53 secunde.

La o valoare maximă a rezistenţei la penetrare de 20,62 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol argilos a fost de aproximativ 75,45 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 44,92 secunde.

Astfel, s-a observat că odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care aerul este aspirat din proba de sol argilos.

Tabelul 28.

Condiţii de lucru pentru determinarea timpului în care aerul este aspirat din proba de sol argilos la diferite valori ale presiunii, densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii şi rezistenţei la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm³]	Densitatea reală [g/cm³]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm²]	Presiunea de aspirare a aerului [N/m²]	Timpul de străbatere a probei de sol [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Argilă	0,7	1,02	2,51	60	1,87	3999,66	2,72	25,735
							5332,88	1,46	47,945
							6666,10	1,22	57,377
							7999,32	0,53	132,075
		0,63	1,16	2,45	53	4,37	3999,66	6,35	9,921
							5332,88	5,95	10,588
							6666,10	5,74	10,975
							7999,32	5,33	11,819
		0,56	1,24	2,5	49	15,62	3999,66	17,94	3,121
							5332,88	14,35	3,902
							6666,10	12,97	4,317
							7999,32	11,63	4,815
		0,52	1,42	2,45	43	20,62	3999,66	75,45	0,689
							5332,88	60,15	0,864
							6666,10	49,18	1,057
							7999,32	44,92	1,157

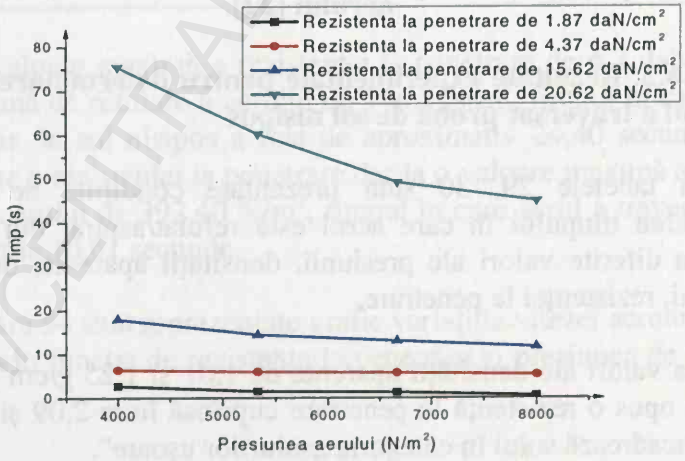


Fig. 51. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul este aspirat din proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului [22].

În figura 52 sunt reprezentate grafic variaţiile vitezei aerului în proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului.

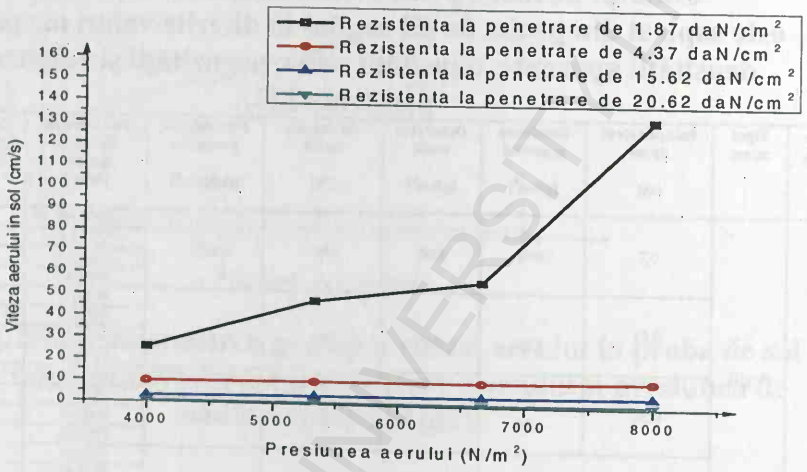


Fig. 52. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de aspirare a aerului [22].

5.6.2. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol nisipos

În tabelele 29, 30 sunt prezentate condiţiile de lucru pentru determinarea timpului în care aerul este refulat/aspirat din proba de sol nisipos la diferite valori ale presiunii, densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare.

La valori ale densităţii aparente de 1,01 şi 1,25 g/cm^3, proba de sol nisipos a opus o rezistenţă la penetrare cuprinsă între 2,09 şi 6,3 daN/cm^2, ceea ce încadrează solul în categoria „solurilor uşoare".

La o valoare minimă a rezistenţei la penetrare de 2,09 daN/cm^2 şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol nisipos a fost de aproximativ 15,44 secunde (fig. 53),

iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de refulare a aerului de 392,40 N/m^2 timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 4,17 secunde.

Tabelul 29.

Permeabilitatea la aer a solurilor nisipoase în funcţie de presiune, densitate aparentă, densitate reală, porozitate, rezistenţă la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm^3]	Densitatea reală [g/cm^3]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]	Presiunea [N/m^2]	Timpul [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Nisip	0,7	1,01	2,65	62	2,09	196,2	15,44	4,533
							245,25	9,63	7,268
							294,30	6,72	10,416
							343,35	5,32	13,157
							392,40	4,17	16,786
		0,63	1,07	2,6	59	2,5	196,2	17,73	3,553
							245,25	13,62	4,625
							294,30	10,40	6,057
							343,35	7,22	8,725
							392,40	5,36	11,753
		0,56	1,15	2,6	56	4,62	196,2	23,01	2,433
							245,25	16,52	3,389
							294,30	13,24	4,229
							343,35	11,01	5,086
							392,40	8,59	6,519
		0,52	1,25	2,7	54	6,3	196,2	24,40	2,131
							245,25	19,21	2,706
							294,30	15,55	3,344
							343,35	12,38	4,2
							392,40	10,61	4,901

La o valoare maximă a rezistenţei la penetrare de 6,3 daN/cm^2 şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol nisipos a fost de aproximativ 24,40 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de refulare a aerului de 392,40 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 10,61 secunde.

În figura 54 sunt reprezentate grafic variaţiile vitezei aerului în proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

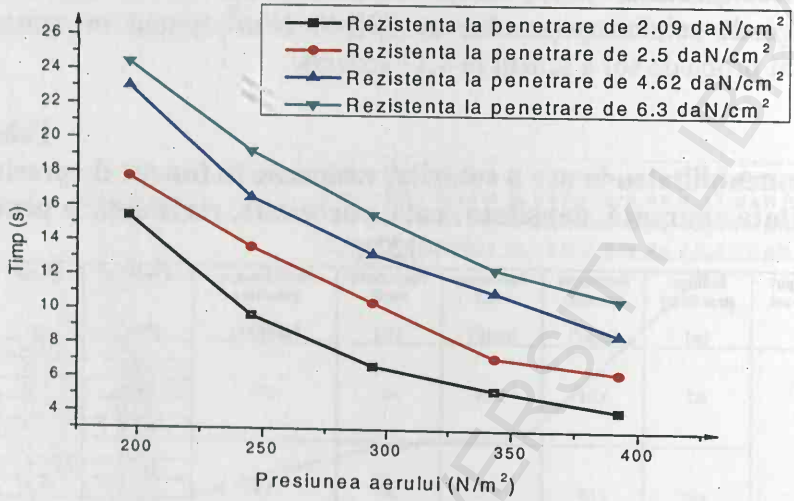


Fig. 53. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul străbate proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

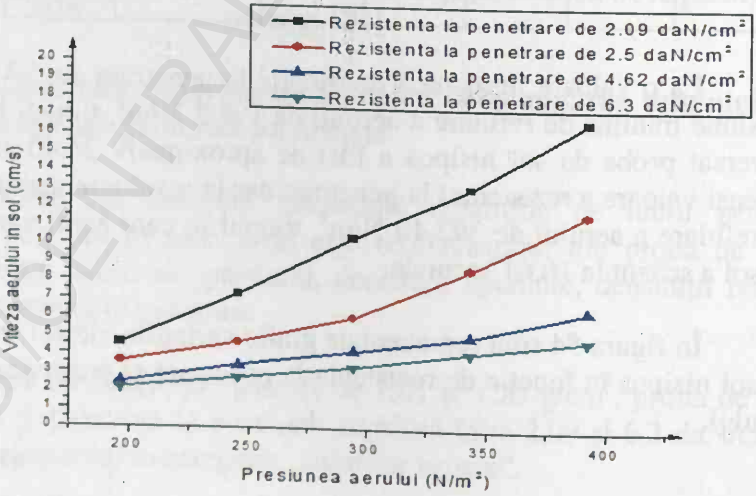


Fig. 54. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

Tabelul 30.

Condiţii de lucru pentru determinarea timpului în care aerul este aspirat din proba de sol nisipos la diferite valori ale presiunii, densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm³]	Densitatea reală [g/cm³]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm²]	Presiunea [N/m²]	Timpul [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Nisip	0,7	1,01	2,65	62	2,09	3999,66	3,84	18,229
							5332,88	2,75	25,454
							6666,10	2,02	34,653
							7999,32	1,22	57,377
		0,63	1,07	2,6	59	2,5	3999,66	4,15	15,18
							5332,88	3,04	20,723
							6666,10	2,43	25,925
							7999,32	1,64	38,414
		0,56	1,15	2,6	56	4,62	3999,66	4,92	11,382
							5332,88	3,75	14,933
							6666,10	3,14	17,834
							7999,32	2,16	25,925
		0,52	1,25	2,7	54	6,3	3999,66	8,69	5,983
							5332,88	7,22	7,202
							6666,10	6,01	8,652
							7999,32	4,50	11,555

În figura 55 sunt reprezentate grafic variaţiile timpului în care aerul a fost aspirat din proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiune.

La o valoare minimă a rezistenţei la penetrare de 2,09 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a fost aspirat din proba de sol nisipos a fost de aproximativ 3,84 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 1,22 secunde.

La o valoare maximă a rezistenţei la penetrare de 6,3 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol argilos a fost de aproximativ 8,69 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 4,50 secunde.

În figura 56 sunt reprezentate grafic variaţiile vitezei aerului în proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului.

Creşterea valorilor presiunii de refulare/aspirare a aerului în proba de sol nisipos duce la îmbunătăţire condiţiilor de depoluare realizate în instalaţia experimentală.

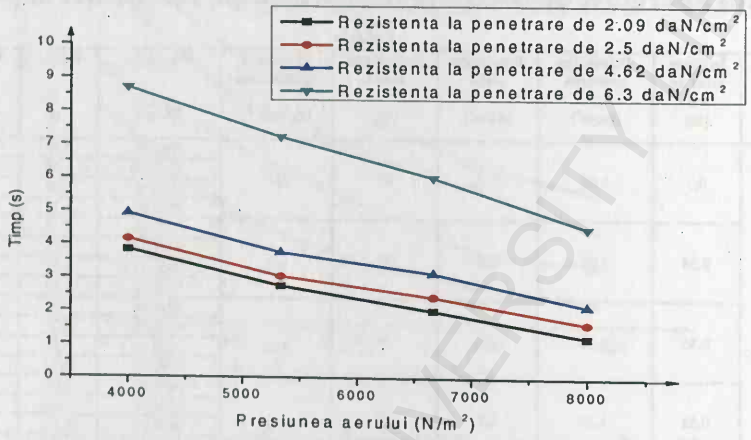


Fig. 55. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul este aspirat din proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului [22].

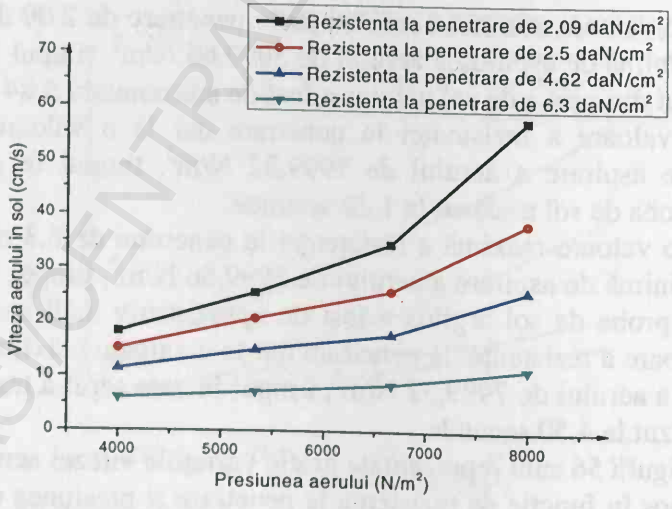


Fig. 56. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de aspirare a aerului [22].

5.6.3. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol luto-argilos

În tabelul 31 este prezentată permeabilitatea la aer a solurilor luto-argiloase în funcţie de presiune, densitate aparentă, densitate reală, porozitate, rezistenţă la penetrare.

Tabelul 31.

Permeabilitatea la aer a solurilor luto-argiloase în funcţie de presiune, densitate aparentă, densitate reală, porozitate, rezistenţă la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm^3]	Densitatea reală [g/cm^3]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]	Presiunea [N/m^2]	Timpul [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Luto-argilă	0,7	1,05	2,55	59	2,5	196,2	49,17	1,423
							245,25	44,48	1,573
							294,30	37,21	1,881
							343,35	33,41	2,095
							392,40	30,91	2,264
		0,63	1,32	2,6	50	6,25	196,2	75,18	0,837
							245,25	68,47	0,920
							294,30	58,19	1,082
							343,35	49,61	1,269
							392,40	40,94	1,538
		0,56	1,45	2,59	45	25	196,2	838,19	0,066
							245,25	827,33	0,067
							294,30	813,13	0,068
							343,35	802,88	0,069
							392,40	790,15	0,07
		0,52	1,6	2,55	34	36,25	196,2	1451,22	0,035
							245,25	1440,37	0,036
							294,30	1428,84	0,036
							343,35	1413,19	0,036
							392,40	1400,55	0,037

În figura 57 sunt reprezentate grafic variaţiile timpului în care aerul a traversat proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

La o valoare minimă a rezistenţei la penetrare de 2,5 daN/cm^2 (categoria „solurilor uşoare") şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol luto-argilos a fost

BCU TIMIŞOARA CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

de aproximativ 49,17 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de refulare a aerului de 392,40 N/m^2 timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 30,91 secunde.

La o valoare maximă a rezistenţei la penetrare de 36,25 daN/cm^2 (categoria „solurilor mijlocii") şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol luto-argilos a fost de aproximativ 1451,22 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de refulare a aerului de 392,40 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 1400,55 secunde.

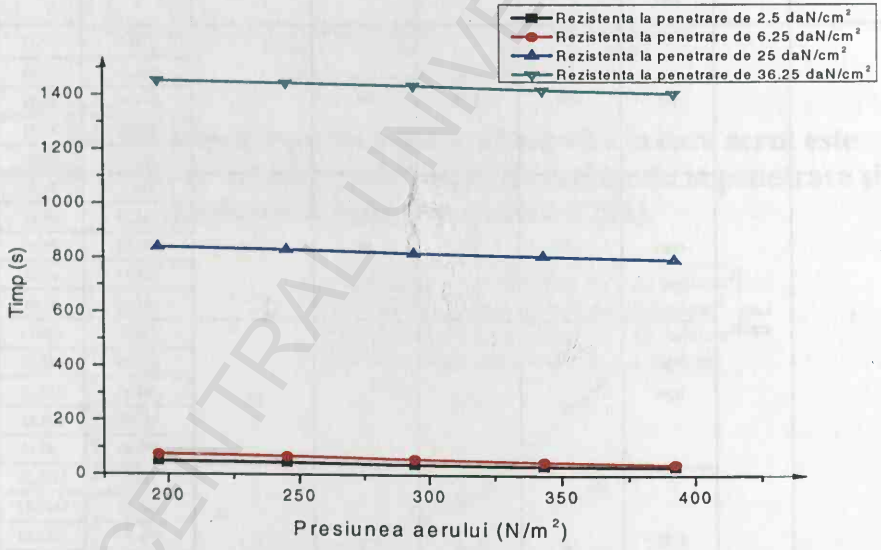


Fig. 57. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul străbate proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

În figura 58 sunt reprezentate grafic variaţiile vitezei aerului în proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

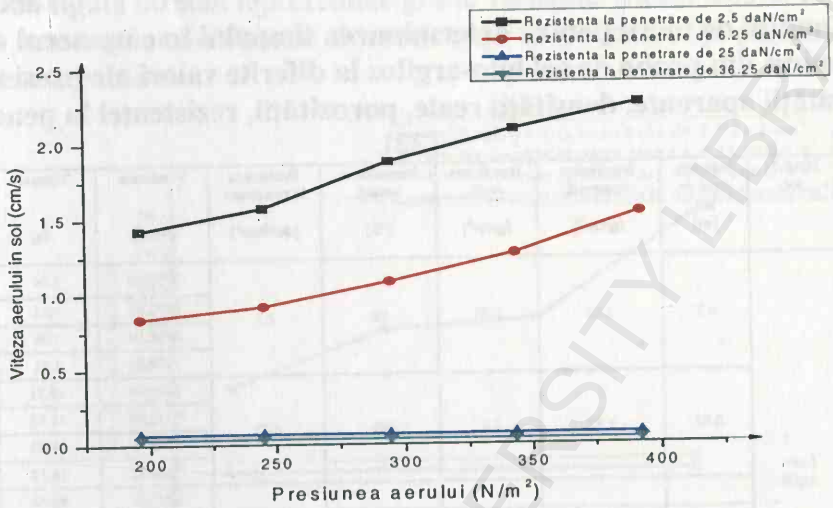


Fig. 58. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

În tabelul 32 sunt prezentate condiţiile de lucru pentru determinarea timpului în care aerul este aspirat din proba de sol luto-argilos la diferite valori ale presiunii, densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare.

La o valoare minimă a rezistenţei la penetrare de 2,5 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a fost aspirat din proba de sol luto-argilos a fost de aproximativ 3,04 secunde (fig. 59), iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 1,01 secunde.

La o valoare maximă a rezistenţei la penetrare de 36,25 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol luto-argilos a fost de aproximativ 161,48 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 129,17 secunde.

Tabelul 32.

Condiţii de lucru pentru determinarea timpului în care aerul este aspirat din proba de sol luto-argilos la diferite valori ale presiunii, densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm³]	Densitatea reală [g/cm³]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm²]	Presiunea [N/m²]	Timpul [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Luto-argilă	0,7	1,05	2,55	59	2,5	3999,66	3,04	23,026
							5332,88	1,81	38,674
							6666,10	1,68	41,666
							7999,32	1,01	69,306
		0,63	1,32	2,6	50	6,25	3999,66	19,21	3,279
							5332,88	18,85	3,342
							6666,10	18,49	3,407
							7999,32	18,12	3,476
		0,56	1,45	2,59	45	25	3999,66	83,54	0,67
							5332,88	78,15	0,716
							6666,10	74,35	0,753
							7999,32	71,19	0,786
		0,52	1,6	2,55	34	36,25	3999,66	16148	0,003
							5332,88	147,16	0,353
							6666,10	138,36	0,375
							7999,32	129,17	0,402

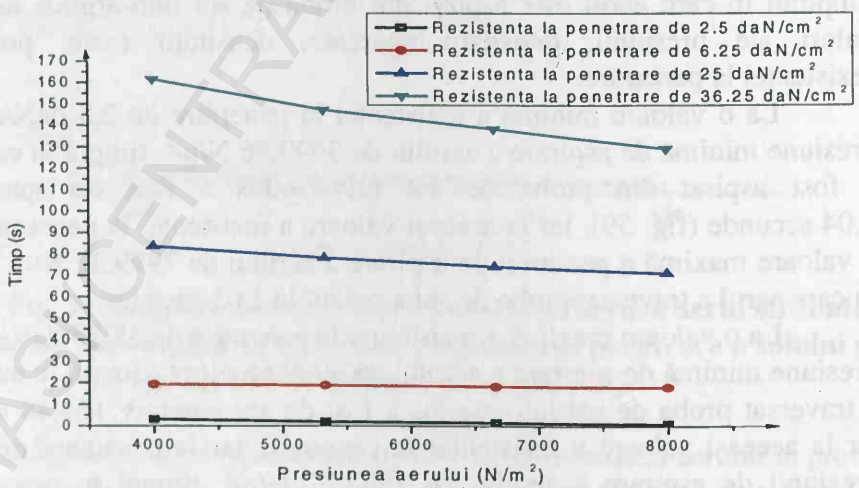


Fig. 59. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul este aspirat din proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului [22].

BCU IAŞI / CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

În figura 60 sunt reprezentate grafic variaţiile vitezei aerului în proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului.

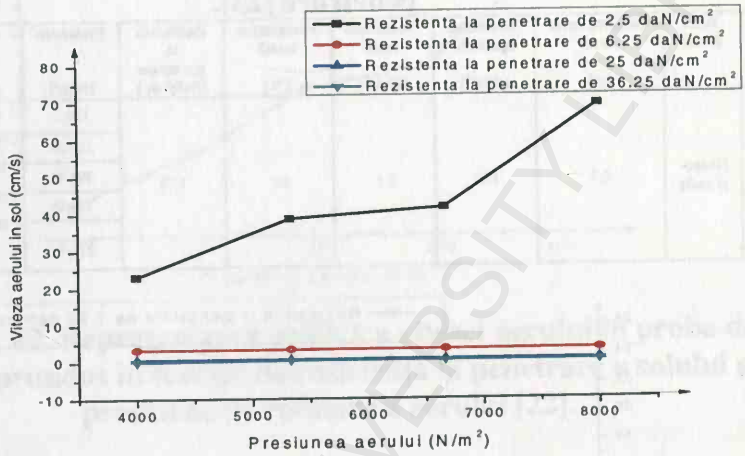


Fig. 60. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de aspirare a aerului [22].

5.6.4. Rezultate experimentale pentru determinarea timpului în care aerul a traversat proba de sol nisipo-prundos

În tabelul 33 sunt prezentate valorile timpului în care aerul a traversat proba de sol nispo-prundos pentru o valoare a: densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare pentru sol şi 5 valori ale presiunii de refulare a aerului în sol.

La o valoare a densităţii aparente de 1,01 g/cm^3, proba de sol nisipo-prundos a opus o rezistenţă la penetrare de 1,78 daN/cm^2, ceea ce încadrează solul în categoria „solurilor uşoare".

În figura 61 sunt reprezentate grafic variaţiile timpului în care aerul a traversat proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

Tabelul 33.

Permeabilitatea la aer a solurilor nisipo-prundoase în funcţie de presiune, densitate aparentă, densitate reală, porozitate, rezistenţă la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm³]	Densitatea reală [g/cm³]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm²]	Presiunea [N/m²]	Timpul [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Nisipo-prundiş	0,7	1,01	2,6	62	1,78	196,2	13,21	5,299
							245,25	7,91	8,849
							294,30	5,07	13,806
							343,35	4,59	15,25
							392,40	3,13	22,364

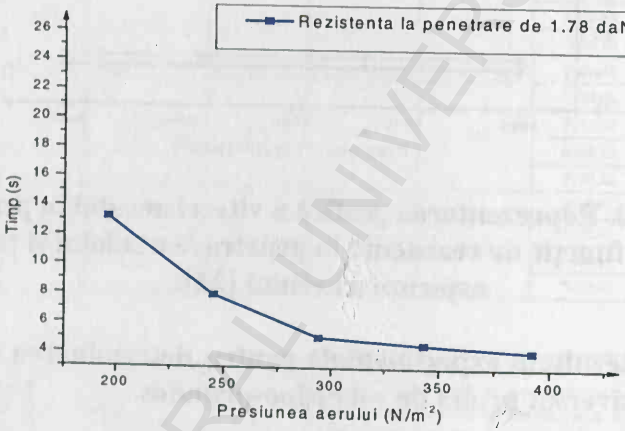


Fig. 61. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul străbate proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

La o valoare a rezistenţei la penetrare de 1,78 daN/cm^2 şi o presiune minimă de refulare a aerului de 196,2 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol nisipo-prundos a fost de aproximativ 13,21 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de refulare a aerului de 392,40 N/m^2 timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 3,13 secunde.

În figura 62 este reprezentată grafic variaţia vitezei aerului în proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de refulare a aerului.

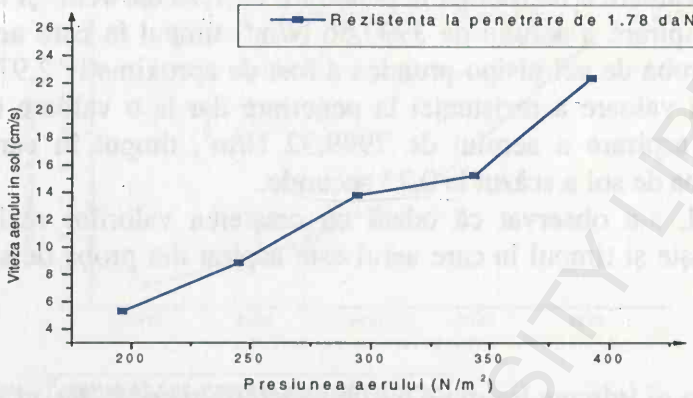


Fig. 62. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de refulare a aerului [22].

În tabelul 34 sunt prezentate valorile timpului în care aerul a fost aspirat din proba de sol nisipo-prundos pentru o valoare a: densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare pentru sol şi patru valori ale presiunii de aspirare a aerului.

În figura 63 este reprezentat grafic variaţia timpului în care aerul a fost aspirat din proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiune.

Tabelul 34.

Condiţii de lucru pentru determinarea timpului în care aerul este aspirat din proba de sol nisipo-prundos la diferite valori ale presiunii, densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol [m]	Densitatea aparentă [g/cm³]	Densitatea reală [g/cm³]	Porozitatea totală [%]	Rezistenţa la penetrare [daN/cm²]	Presiunea [N/m²]	Timpul [s]	Viteza aerului în sol [cm/s]
1.	Nisipo-prundiş	0,7	1.01	2.6	62	1.78	3999.66	2.97	25.925
							5332.88	1.86	37.634
							6666.10	1.21	57.851
							7999.32	0.73	95.89

BCU IASI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

La o valoare a rezistenţei la penetrare de 1,78 daN/cm^2 şi o presiune minimă de aspirare a aerului de 3999,66 N/m^2, timpul în care aerul a fost aspirat din proba de sol nisipo-prundos a fost de aproximativ 2,97 secunde, iar la aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare dar la o valoare maximă a presiunii de aspirare a aerului de 7999,32 N/m^2, timpul în care aerul a traversat proba de sol a scăzut la 0,73 secunde.

Astfel, s-a observat că odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care aerul este aspirat din proba de sol nisipo-prundos.

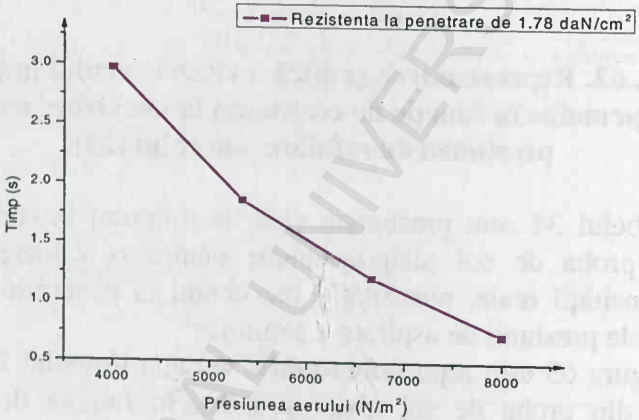


Fig. 63. Reprezentarea grafică a timpului în care aerul este aspirat din proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului [22].

În figura 64 este reprezentată grafic variaţia vitezei aerului în proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare şi presiunea de aspirare a aerului.

Curbele din figurile 49 ÷ 64 demonstrează o bună reproductibilitate a măsurătorilor, în ceea ce priveşte timpul în care aerul a fost refulat/aspirat din proba de sol.

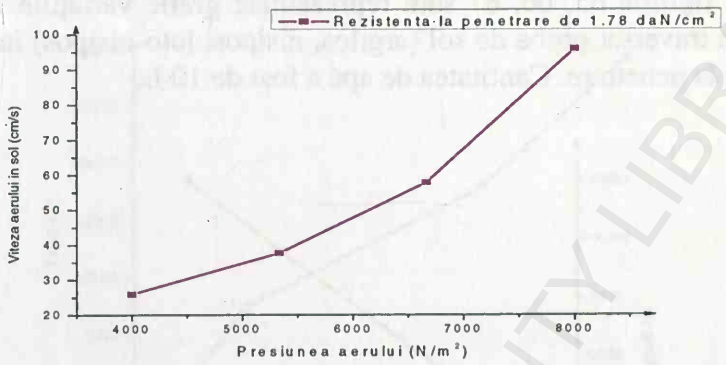


Fig. 64. Reprezentarea grafică a vitezei aerului în proba de sol nisipo-prundos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului şi presiunea de aspirare a aerului [22].

5.7. Determinarea modului de deplasare a poluanţilor lichizi în sol

În tabelul 35 sunt prezentate valorile timpului în care apa a traversat proba de sol pentru patru valori ale: densităţii aparente, densităţii reale, porozităţii, rezistenţei la penetrare pentru sol şi o cantitate de 10 L de apă.

Tabelul 35.

Permeabilitatea la apă a solurilor în funcţie de rezistenţa la penetrare, densitatea aparentă, densitatea reală şi porozitatea solului [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Înălţime strat de sol, [m]	Cantitatea de apă [L]	Timpul de străbatere a probei de sol, [s]
1.	Argilă	0,7	10	1080,36
		0,63		4200,16
		0,56		9600,45
		0,52		12060,22
2.	Nisip	0,7		2198,36
		0,63		2549,18
		0,56		4159,69
		0,52		6480,54
3.	Luto-argilă	0,7		1500,05
		0,63		7340,23
		0,56		18080,40
		0,52		29356,21
4.	Nisipo-prundiş	0,7		1787,33

BCU IAŞI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

În figurile 65, 66, 67 sunt reprezentate grafic variaţiile timpului în care apa a traversat proba de sol (argilos, nisipos, luto-nisipos) în funcţie de rezistenţa la penetrare. Cantitatea de apă a fost de 10 L.

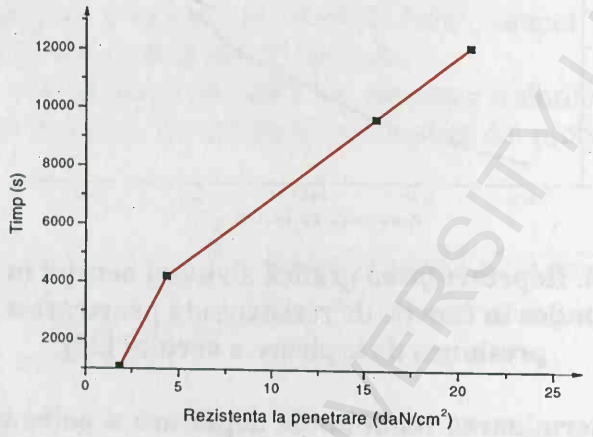


Fig. 65. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate proba de sol argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului, pentru o cantitate de 10 L de apă [22].

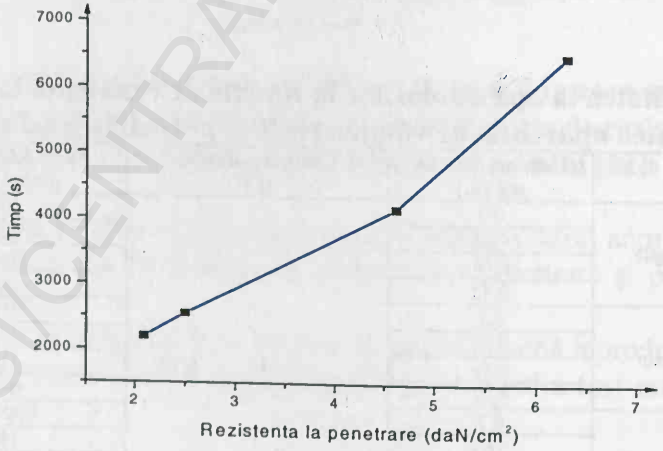


Fig. 66. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate proba de sol nisipos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului, pentru o cantitate de 10 L de apă [22].

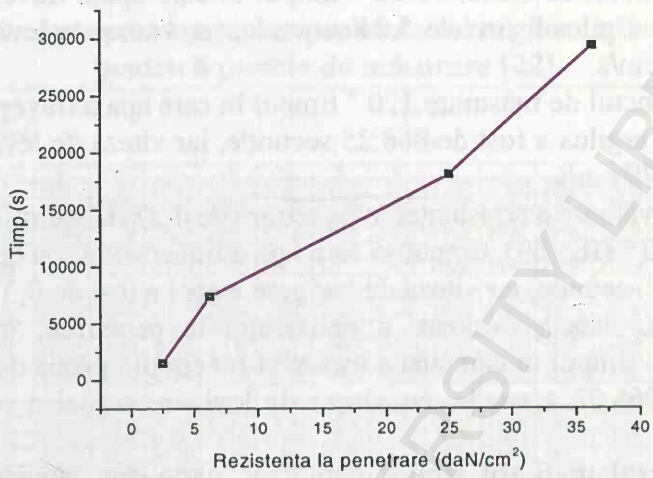


Fig. 67. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate proba de sol luto-argilos în funcţie de rezistenţa la penetrare a solului, pentru o cantitate de 10 L de apă [22].

În figurile 65, 66, 67, se observat că odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care apa străbate proba de sol.

Cel mai mic timp în care apa traversează proba de sol a fost în cazul solurilor nisipoase, iar cel mai mare timp a fost în cazul solurilor luto-argiloase.

Pentru determinarea modului de deplasare (a vitezei de levigare) a apei în sol s-au făcut măsurători în şase puncte de pe conturul vasului cu proba de sol (0°, 60°, 120°, 180°, 240°, 300°).

Valorile timpilor în care apa a traversat proba de sol la fiecare 5 cm pentru cele şase puncte de măsurare sunt prezentate în tabelele 36, 38, 40 şi 42.

Valorile vitezei de levigare a apei în proba de sol au fost determinate în funcţie de timp, la fiecare 5 cm şi pentru şase puncte de măsurare (tab. 37, 39, 41 şi 43).

În figura 68 este reprezentat grafic timpul în care apa a traversat proba de sol argilos, din 5 în 5 cm, pentru o valoare a rezistenţei la penetrare de 1,87 daN/cm^2, în cele şase puncte de măsurare.

BCU "CAROL I" UNIVERSITY LIBRARY

În punctul de măsurare 60 ° timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol argilos a fost de 5,04 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,99 cm/s.

În punctul de măsurare 120 ° timpul în care apa a traversat 70 cm din proba de sol argilos a fost de 868,25 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,079 cm/s.

La o valoare a rezistenţei la penetrare de 4,37 daN/cm^2, în punctul de măsurare 180 ° (fig. 69), timpul în care apa a traversat proba de sol argilos a fost de 13,24 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,37 cm/s.

Pentru aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare, în punctul de măsurare 0 °, timpul în care apa a traversat 60 cm din proba de sol argilos a crescut la 2965,22 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,02 cm/s.

În cazul unui sol argilos care face parte din categoria „solurilor medii", cu o rezistenţă la penetrare de 15,62 daN/cm^2, în punctul de măsurare 180 ° (fig. 70), timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol argilos a fost de 69,24 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,072 cm/s, iar în punctul de măsurare 60 ° timpul în care apa a traversat 55 cm din proba de sol argilos a fost de 8693,59 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,006 cm/s.

Tabelul 35.

Timpul în care apa a traversat proba de sol argilos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr. crt	Tipul de sol	Rezistenta la penetrare [daN/cm^2]	Punctele de măsurare [°]	Inaltimea stratului de pământ [cm]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1	Argilă	1,87	0	5.58	13.25	40.54	69.46	115.23	190.37	302.18	350.35	435.36	544.35	597.16	670.54	765.24	895.44
			60	5.04	12.36	35.18	52.14	91.44	172.45	271.22	361.17	425.53	501.24	570.28	622.13	749.25	879.36
			120	5.46	11.48	34.24	50.11	84.52	151.21	244.32	378.14	446.27	507.18	581.6	661.29	741.23	868.25
			180	6.05	18.29	51.42	74.29	126.46	225.18	336.12	426.19	495.23	625.19	711.13	799.12	821.69	956.45
			240	6.59	19.15	56.31	80.16	135.28	275.54	394.16	474.23	516.26	620.46	716.27	812.39	875.17	964.26
			300	6.33	14.26	52.21	79.21	130.36	255.39	378.14	456.37	501.16	534.35	602.78	705.18	825.76	904.6
		4,37	0	33.83	43.26	84.39	175.89	285.65	425.18	601.48	971.22	1294.16	1569.35	2106.46	2965.22		
			60	16.76	47.18	85.63	184.22	296.33	466.23	648.36	992.53	1308.76	1583.61	2168.73	3046.34		
			120	18.26	59.03	93.44	202.78	319.28	472.99	656.54	1006.78	1389.61	1603.66	2225.27	3249.12		
			180	13.24	39.45	80.65	185.36	301.24	471.11	661.58	1024.37	1415.26	1656.32	2276.12	3285.37		
			240	14.68	41.13	83.19	190.16	307.18	478.56	672.18	1059.68	1448.17	1663.87	2305.69	3302.36		
			300	14.76	41.76	84.24	179.85	291.84	432.21	611.22	994.36	1289.84	1545.16	2118.22	2978.52		
		15,62	0	75.47	151.96	449.24	823.78	1353.69	1889.21	2456.46	3087.73	4516.46	6027.34	8774.29			
			60	81.26	167.28	478.51	856.14	1399.75	1905.17	2568.73	2946.22	4428.29	5586.64	8693.59			
			120	70.16	141.59	432.84	816.59	1341.82	1872.67	2425.27	2897.39	4389.33	5869.91	8716.34			
			180	69.24	134.77	428.32	819.19	1315.73	1853.94	2436.12	3009.64	4498.67	6045.14	8957.23			
			240	71.33	146.34	458.56	849.34	1376.23	1879.46	2435.69	3025.43	4682.18	6121.39	9238.61			
			300	73.76	149.29	462.97	837.45	1361.26	1874.35	2418.52	3069.23	4593.87	6096.32	8926.45			
		20,62	0	94.33	355.37	942.78	1791.53	2638.29	3759.96	5190.47	6450.87	8093.09	10546.3				
			60	97.36	353.86	926.41	1683.49	2556.34	3601.86	5063.41	6502.46	8185.82	10893.4				
			120	101.42	354.29	939.36	1696.75	2615.11	3761.35	5204.33	6663.27	8041.73	10756.2				
			180	98.52	359.54	910.19	1826.84	2736.49	3846.24	5421.39	6782.56	8129.26	11167.5				
			240	95.44	352.36	910.11	1698.27	2682.64	3795.43	5326.61	6698.39	8149.23	11283.7				
			300	93.91	354.87	929.54	1694.76	2622.31	3748.28	5208.45	6509.79	8030.66	10968.5				

Tabelul 36.

Timpul în care apa a traversat proba de sol argilos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Rezistența la penetrare [daN/cm²]	Punctele de măsurare [°]	Viteza de levigare a apei [cm/s]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1	Argilă	1,87	0	0.896057	0.754717	0.370005	0.330797	0.216957	0.157588	0.115825	0.114172	0.103363	0.091853	0.092103	0.08948	0.084941	0.078174
			60	0.992063	0.809061	0.426379	0.383583	0.273405	0.173963	0.129047	0.110751	0.10375	0.099753	0.096444	0.096443	0.086753	0.079803
			120	0.915751	0.87108	0.438364	0.399122	0.295788	0.1984	0.143255	0.105781	0.100836	0.098384	0.094562	0.090732	0.087692	0.080622
			180	0.826446	0.546747	0.291715	0.269215	0.197691	0.133227	0.098281	0.093855	0.090867	0.079976	0.077342	0.075083	0.079105	0.073187
			240	0.758725	0.522193	0.266383	0.249501	0.184802	0.108877	0.088396	0.084347	0.087165	0.080585	0.076787	0.073856	0.074271	0.072595
			300	0.789889	0.701262	0.287301	0.252493	0.191777	0.117467	0.092558	0.087648	0.089792	0.093572	0.091244	0.085085	0.078715	0.077382
		4,37	0	0.315457	0.220946	0.177746	0.113707	0.08752	0.070558	0.05819	0.041185	0.034772	0.03186	0.02611	0.020235		
			60	0.298329	0.211954	0.175172	0.108566	0.08352	0.064346	0.053982	0.040301	0.034384	0.031573	0.02536	0.019696		
			120	0.273823	0.19958	0.160531	0.098629	0.078301	0.063426	0.05331	0.039731	0.033383	0.03134	0.024716	0.018467		
			180	0.377644	0.253483	0.183989	0.107898	0.08299	0.063679	0.052904	0.039048	0.031796	0.030187	0.024164	0.018263		
			240	0.340599	0.243132	0.18031	0.105175	0.081386	0.062688	0.052069	0.037747	0.031074	0.03005	0.023854	0.018169		
			300	0.338753	0.239464	0.178063	0.111204	0.085663	0.069411	0.057263	0.040227	0.034888	0.032959	0.025965	0.020144		
		15,62	0	0.066251	0.063807	0.03339	0.024278	0.0184	0.01588	0.014248	0.012955	0.009964	0.008296	0.006268			
			60	0.061531	0.05978	0.031347	0.023361	0.01786	0.015747	0.013625	0.013577	0.010162	0.008352	0.006327			
			120	0.071266	0.070656	0.034655	0.024492	0.018631	0.01602	0.014431	0.013806	0.010252	0.008518	0.00631			
			180	0.072213	0.0742	0.035037	0.024886	0.019001	0.016182	0.014139	0.013291	0.010003	0.008273	0.00614			
			240	0.07097	0.068334	0.032711	0.023548	0.018166	0.015962	0.01437	0.013223	0.009611	0.008168	0.005953			
			300	0.067787	0.066984	0.0324	0.023882	0.018365	0.016006	0.014473	0.013033	0.009796	0.008202	0.006161			
		20,62	0	0.053005	0.02814	0.01591	0.011164	0.009476	0.007979	0.006743	0.006501	0.00556	0.004741				
			60	0.051356	0.02826	0.016192	0.01188	0.00978	0.008329	0.006912	0.006152	0.005497	0.00459				
			120	0.0493	0.028225	0.015968	0.011787	0.00956	0.007976	0.006725	0.006003	0.005596	0.004648				
			180	0.050751	0.027813	0.01548	0.010948	0.009136	0.0078	0.006496	0.005897	0.005536	0.004477				
			240	0.052389	0.028396	0.016482	0.012436	0.009319	0.007904	0.006571	0.005972	0.005522	0.004431				
			300	0.053242	0.028179	0.016137	0.011901	0.009534	0.008004	0.00672	0.006145	0.005604	0.004559				

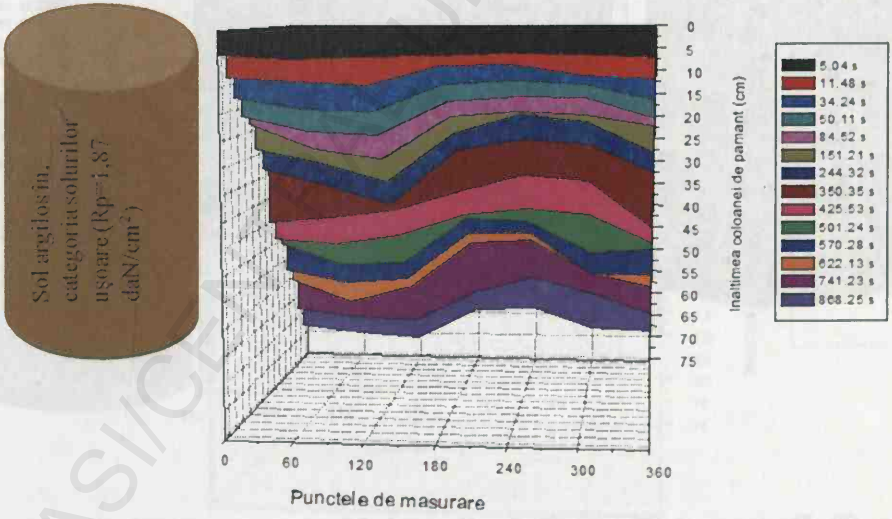


Fig. 68. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 1,87 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

Media valorilor obţinute în cazul solului argilos care opune o rezistenţă la penetrare de 1,87 daN/cm^2, pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,23 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 376,01 s.

În cazul solurilor argiloase cu o rezistenţă la penetrare de 4,37 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,09 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 919,95 s.

Pentru solurilor argiloase cu o rezistenţă la penetrare de 15,62 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,02 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 2694,58 s.

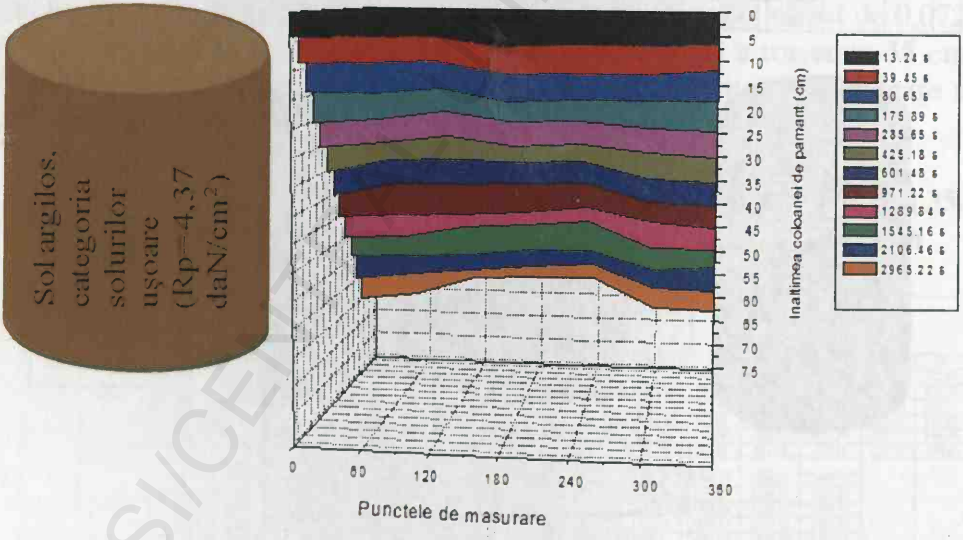


Fig. 69. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 4,37 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

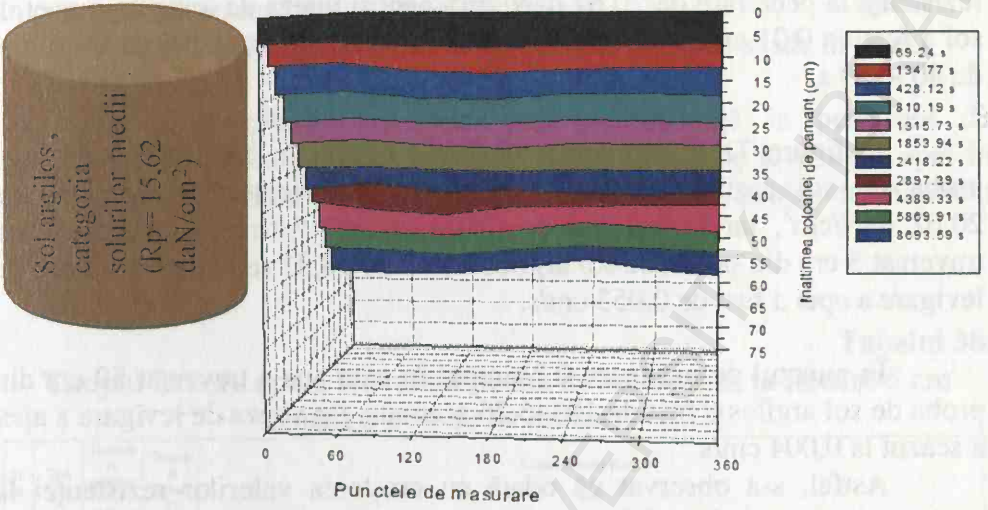


Fig. 70. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 15,62 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

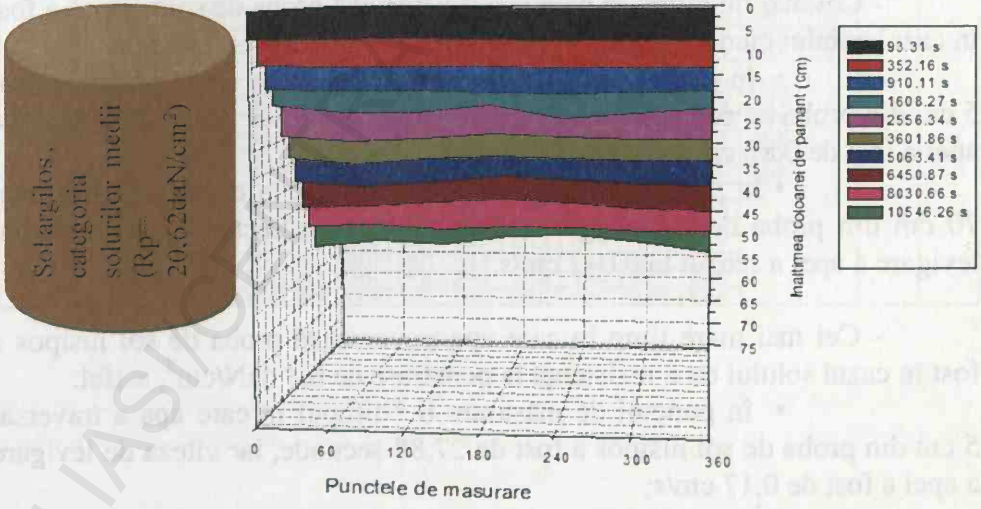


Fig. 71. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 20,62 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

Media valorilor obţinute în cazul solului argilos care opune o rezistenţă la penetrare de 20,62 daN/cm^2, pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,01 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 4036,69 s.

În figura 71 este reprezentat grafic timpul în care apa a traversat proba de sol argilos, pentru o valoare a rezistenţei la penetrare de 20,62 daN/cm^2, iar în punctul de măsurare 300 ° timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol argilos a fost de 93,31 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,053 cm/s.

În punctul de măsurare 0 ° timpul în care apa a traversat 50 cm din proba de sol argilos a fost de 10546,26 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,004 cm/s.

Astfel, s-a observat că odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care apa traversează proba de sol argilos, iar viteza de levigare a apei scade în timp.

Din studiul realizat pentru determinarea timpului în care apa traversează proba de sol nisipos (fig. 72 ÷ 75) în funcţie de proprietăţile fizice şi mecanice ale solului rezultă că:

- Cel mai mic timp în care apa traversează proba de sol nisipos a fost în cazul solului cu o rezistenţă la penetrare de 2,09 daN/cm^2, astfel:

• în punctul de măsurare 180 ° timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol nisipos a fost de 6,01 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,83 cm/s;

• În punctul de măsurare 60 ° timpul în care apa a traversat 70 cm din proba de sol nisipos a fost de 1655,41 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,042 cm/s.

- Cel mai mare timp în care apa traversează proba de sol nisipos a fost în cazul solului cu o rezistenţă la penetrare de 6,3 daN/cm^2, astfel:

• în punctul de măsurare 0 ° timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol nisipos a fost de 27,88 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,17 cm/s;

• În punctul de măsurare 0 ° timpul în care apa a traversat 50 cm din proba de sol nisipos a fost de 6136,29 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,008 cm/s.

- Odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care apa traversează proba de sol nisipos;
- Viteza de levigare a apei în proba de sol nisipos scade în timp.

În cazul solurilor nisipoase cu o rezistenţă la penetrare de 2,09 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,25 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 596,99 s.

Tabelul 38.

Timpul în care apa a traversat proba de sol nisipos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Rezistenţa la penetrare [daN/cm^2]	Punctele de măsurare [-]	Înălţimea stratului de pământ [cm]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1	Nisip	2,09	0	6.27	10.16	34.83	50.29	146.73	196.88	252.64	405.93	603.29	854.25	1105.37	1311.64	1685.43	2016.18
			60	6.34	10.48	35.79	52.16	151.24	194.25	249.38	415.46	631.85	896.79	1036.98	1128.57	1277.19	1655.41
			120	6.19	9.27	33.18	49.33	144.86	190.14	237.26	436.39	656.76	915.33	1089.22	1159.48	1285.61	1705.29
			180	6.01	8.79	32.29	48.06	143.21	225.99	289.31	445.64	671.23	936.49	1104.57	1208.36	1299.66	1783.39
			240	6.08	8.91	32.64	48.95	144.64	238.72	301.43	496.81	735.78	995.06	1165.68	1254.49	1386.21	1815.84
			300	6.23	10.02	34.16	50.15	147.18	245.46	337.55	503.78	762.34	1094.59	1208.88	1299.04	1404.16	1869.93
		2,5	0	7.35	12.64	43.19	85.52	164.93	272.95	426.8	688.63	992.46	1375.98	1794.32	2234.67		
			60	7.95	13.58	45.29	87.64	170.35	289.55	455.21	733.16	1058.29	1499.36	1928.19	2378.73		
			120	6.99	12.11	43.66	85.39	167.48	280.13	447.94	718.37	1036.25	1457.77	1886.45	2321.69		
			180	6.44	11.89	42.18	83.96	162.24	261.89	405.32	624.26	948.97	1326.49	1745.28	2159.97		
			240	6.87	11.97	42.44	84.65	164.38	268.11	416.19	656.85	985.66	1341.27	1766.85	2189.35		
			300	6.76	12.02	43.06	85.05	165.95	270.49	421.86	675.33	994.81	1358.78	1750.47	2174.69		
		4,62	0	15.76	75.32	182.43	336.89	681.59	1044.61	1513.18	1908.16	2520.89	3169.34	3856.04			
			60	15.68	74.46	178.24	328.15	665.99	1026.67	1585.16	1855.44	2484.32	3101.16	3746.39			
			120	15.88	76.29	192.55	369.44	711.34	1145.19	1691.23	1936.81	2587.89	3304.36	4068.91			
			180	15.83	76.08	182.36	340.29	699.85	1106.57	1643.26	1889.54	2501.66	3141.48	3834.69			
			240	16.81	74.11	172.41	314.16	642.35	994.81	1544.31	1799.17	2416.95	3064.18	3708.54			
			300	16.02	73.26	164.37	287.54	622.49	946.17	1503.99	1751.98	2384.71	3005.93	3675.65			
		6,3	0	27.88	87.25	234.31	471.16	767.29	1496.48	2256.72	4175.46	5077.32	6136.29				
			60	29.31	90.44	249.15	493.66	875.45	1525.61	2304.89	4238.16	5141.69	6269.58				
			120	29.22	89.91	241.18	481.23	866.65	1501.13	2271.28	4193.59	5099.24	6431.08				
			180	29.49	91.36	270.43	506.15	908.67	1553.49	2341.39	4289.24	5109.57	6228.19				
			240	30.64	93.55	286.58	534.89	943.89	1599.91	2476.16	4316.33	5209.15	6325.97				
			300	29.19	88.76	239.39	478.54	863.61	1503.25	2286.01	4209.83	5149.26	6284.51				

Tabelul 39.

Viteza de levigare a apei în proba de sol nisipos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr. crt	Tipul de sol	Rezistenta la penetrare [daN/cm²]	Punctele de măsurare [?]	Viteza de levigare a apei [cm/s]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1	Nisip	2,09	0	0.797448	0.984252	0.430663	0.397693	0.170881	0.152377	0.138537	0.098539	0.074591	0.058531	0.049757	0.045744	0.038566	0.034719
			60	0.788644	0.954198	0.419111	0.383436	0.1653	0.15444	0.140348	0.096279	0.071219	0.055754	0.053039	0.053165	0.050893	0.042286
			120	0.807354	1.078749	0.45208	0.405433	0.17258	0.157778	0.147517	0.093661	0.068518	0.054625	0.050495	0.051747	0.05056	0.041049
			180	0.831947	1.137656	0.46454	0.416146	0.174569	0.132749	0.120977	0.089759	0.067041	0.053391	0.049793	0.049654	0.050013	0.039255
			240	0.822368	1.122334	0.459559	0.40858	0.172543	0.12567	0.116113	0.089514	0.06116	0.050248	0.047183	0.047828	0.04689	0.03855
			300	0.802568	0.998004	0.43911	0.398804	0.16946	0.12222	0.103688	0.0794	0.059029	0.045679	0.045497	0.046188	0.046291	0.037435
		2,5	0	0.680272	0.791139	0.347303	0.233863	0.151579	0.10991	0.082006	0.058066	0.045342	0.036338	0.030652	0.02685		
			60	0.628931	0.736377	0.331199	0.228206	0.146757	0.103609	0.076888	0.054558	0.042521	0.033348	0.028524	0.025224		
			120	0.715308	0.825764	0.343864	0.234219	0.149272	0.107093	0.078135	0.055682	0.043426	0.034299	0.029155	0.025843		
			180	0.736398	0.841043	0.355619	0.238209	0.154093	0.114552	0.086352	0.064076	0.04742	0.037693	0.031514	0.027778		
			240	0.727802	0.835422	0.35344	0.236267	0.152067	0.111894	0.084096	0.060897	0.045655	0.037278	0.031129	0.027406		
			300	0.739645	0.831947	0.348351	0.235156	0.150648	0.11091	0.082966	0.05923	0.045235	0.036798	0.03142	0.027598		
		4,62	0	0.317259	0.132767	0.082223	0.059367	0.036679	0.028719	0.02313	0.020963	0.017851	0.015776	0.014263			
			60	0.318878	0.1343	0.084156	0.060948	0.037538	0.029221	0.02208	0.021558	0.018114	0.016123	0.014681			
			120	0.314861	0.131079	0.07593	0.054136	0.035145	0.026197	0.020695	0.020653	0.017389	0.015132	0.013917			
			180	0.315856	0.131441	0.082255	0.058773	0.035722	0.027111	0.021299	0.021169	0.017988	0.015916	0.014343			
			240	0.297442	0.134935	0.087002	0.063662	0.03892	0.030157	0.022664	0.022232	0.018619	0.016318	0.014831			
			300	0.31211	0.1365	0.091258	0.069556	0.040161	0.031707	0.023771	0.022831	0.01887	0.016634	0.014963			
		6,3	0	0.17934	0.114613	0.064018	0.042448	0.032582	0.020047	0.015509	0.00958	0.008863	0.008148				
			60	0.17059	0.110571	0.060205	0.040514	0.028557	0.019664	0.015185	0.009438	0.008752	0.007955				
			120	0.171116	0.111222	0.062194	0.04156	0.028847	0.019985	0.01541	0.009538	0.008492	0.007775				
			180	0.169549	0.109457	0.055467	0.039514	0.027513	0.019311	0.014948	0.009326	0.008807	0.008028				
			240	0.163185	0.106895	0.052341	0.037391	0.026486	0.018751	0.014435	0.009267	0.008639	0.007904				
			300	0.171292	0.112663	0.062659	0.041794	0.028948	0.019957	0.015311	0.009502	0.008739	0.007956				

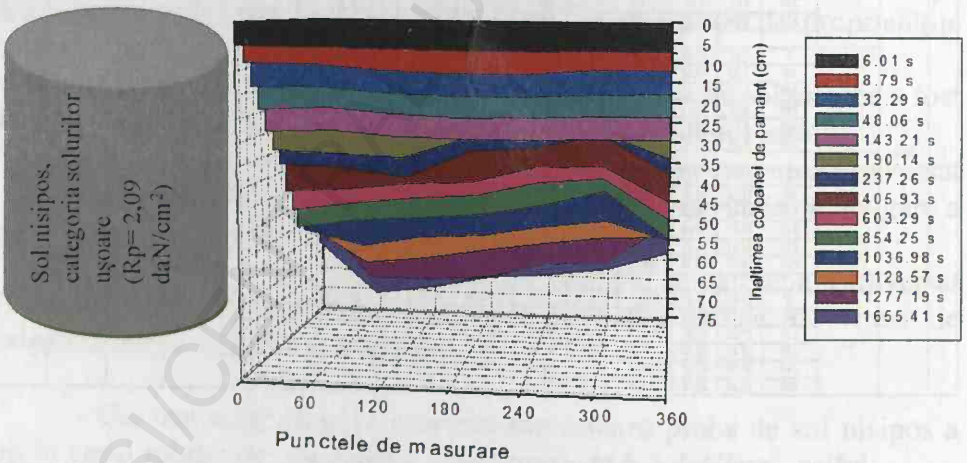


Fig. 72. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol nisipos, cu o rezistenţă la penetrare de 2,09 daN/cm² pentru şase puncte de măsurare [22].

În cazul solurilor nisipoase cu o rezistenţă la penetrare de 2,5 daN/cm², media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol

a fost de 0,22 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 679,2 s.

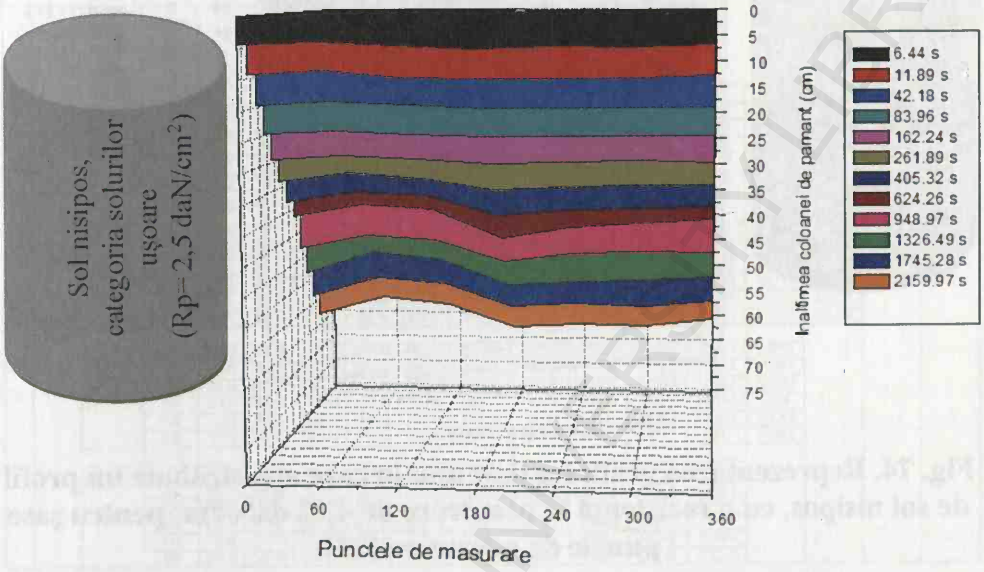


Fig. 73. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol nisipos, cu o rezistenţă la penetrare de 2,5 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

Media valorilor obţinute în cazul solului nisipos care opune o rezistenţă la penetrare de 4,62 daN/cm^2, pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,06 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 1380,03 s.

Pentru solurilor argiloase cu o rezistenţă la penetrare de 6,3 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,04 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 2127,167 s.

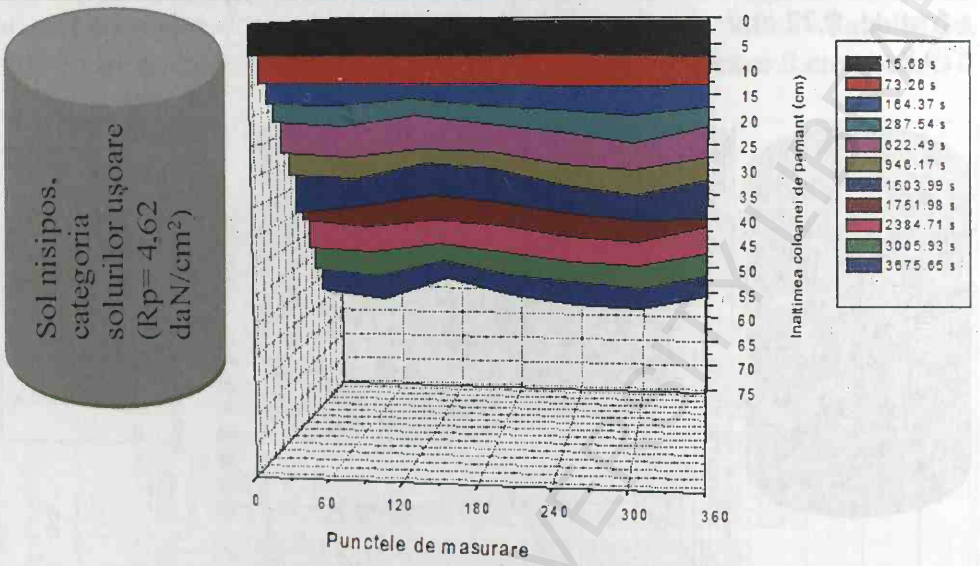


Fig. 74. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol nisipos, cu o rezistenţă la penetrare de 4,62 daN/cm² pentru şase puncte de măsurare [22].

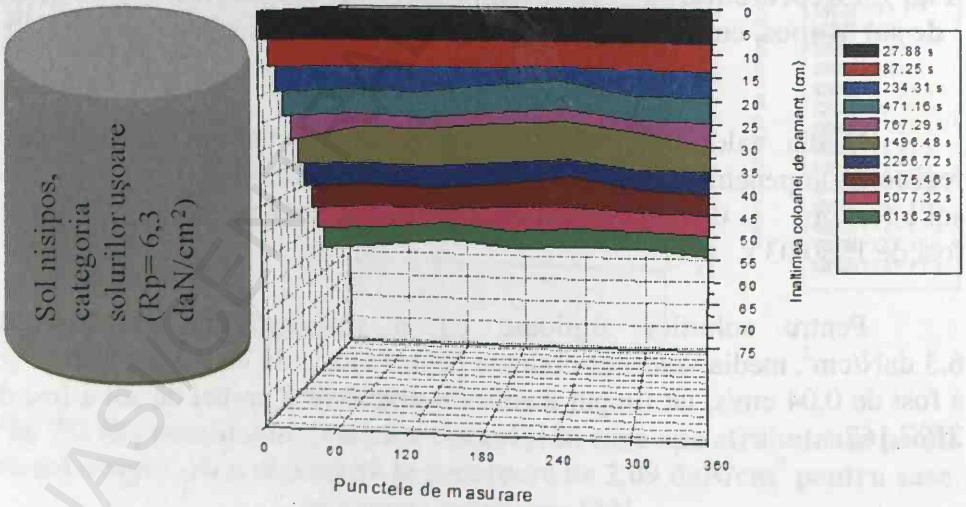


Fig. 75. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol nisipos, cu o rezistenţă la penetrare de 6,3 daN/cm² pentru şase puncte de măsurare [22].

Tabelul 40.

Timpul în care apa a traversat proba de sol luto-argilos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Rezistența la penetrare [daN/cm²]	Punctele de măsurare [°]	Înălțimea stratului de pământ [cm]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1.	Luto-argilă	2,5	0	4.85	15.75	32.24	51.41	74.76	125.68	179.29	259.41	485.28	626.47	735.23	809.17	956.27	1238.66
			60	4.54	15.14	31.46	56.81	80.25	140.58	189.34	282.37	405.47	578.94	671.26	784.35	944.63	1245.71
			120	4.61	15.58	34.61	55.94	78.16	143.78	192.58	291.42	416.75	583.14	684.19	796.42	989.21	1259.43
			180	4.05	14.19	35.12	61.38	85.23	156.46	204.83	315.96	453.52	604.22	699.85	801.39	976.34	1268.75
			240	5.95	16.35	36.71	64.74	88.52	165.28	216.47	355.86	477.66	615.31	706.37	789.22	961.43	1255.39
			300	5.03	15.86	32.31	52.91	75.98	132.88	181.94	265.49	495.86	638.64	729.99	795.35	949.35	1224.13
		6,25	0	36.71	91.21	307.25	499.93	684.37	856.92	1264.65	1733.41	2368.58	3025.8	4764.16	5641.93		
			60	36.76	93.42	315.46	529.41	701.26	899.67	1327.14	1806.31	2455.62	3189.06	4856.79	5796.25		
			120	35.24	94.65	326.57	544.39	729.19	926.68	1369.35	1853.45	2578.99	3246.65	4923.47	5926.39		
			180	37.15	99.26	344.96	564.17	775.98	959.46	1401.39	1911.26	2623.45	3171.92	5065.13	6016.64		
			240	38.29	102.32	378.26	585.69	794.78	984.35	1479.27	1951.63	2705.59	3464.38	4149.66	6249.51		
			300	35.18	89.91	301.13	482.36	679.91	849.73	1271.24	1746.47	2398.36	3094.53	4786.96	5721.54		
		25	0	266.53	689.34	1326.89	2573.16	3324.45	4266.29	6685.13	8220.41	10055.1	13129.4	16355.1			
			60	265.48	691.63	1342.53	2638.49	3465.17	4596.92	7083.39	9194.58	10766.3	13956.4	17399.3			
			120	263.56	675.26	1287.22	2452.95	3219.58	4189.33	6504.31	8569.18	10249.6	13530.1	16859.4			
			180	274.21	708.84	1404.52	2731.63	3544.89	4899.74	7504.25	9468.33	11133	14355.5	17586			
			240	270.36	699.74	1396.33	2685.18	3501.44	4732.59	7194.43	9284.91	11050.9	14244.7	17326.1			
			300	269.38	696.55	1355.41	2728.83	3520.08	4490.46	6956.35	8946.18	10654.7	13847	17088.2			
		36,25	0	658.16	2049.35	3891.69	6136.27	8569.83	11711.5	15068.4	19176.3	23391.2	27870				
			60	644.35	1995.89	3656.33	5983.72	8335.24	11693.4	15101.87	19355.3	23687.9	28205.5				
			120	639.26	1953.57	3461.89	5668.35	8021.97	11231.2	14608.9	18745.3	22956.2	27589.1				
			180	658.19	2156.87	3697.48	5751.99	8123.73	11359.2	14799.9	18936.6	23089.6	27699.5				
			240	703.45	2289.36	4198.19	6359.44	8879.58	12095.9	15263.3	19599.2	24179.6	28998.4				
			300	666.41	2102.99	3949.32	6257.64	8793.12	11419.5	14955.5	19003.9	2294.43	27725.5				

Tabelul 41.

Viteza de levigare a apei în proba de sol luto-argilos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr. crt	Tipul de sol	Rezistența la penetrare [daN/cm²]	Punctele de măsurare [°]	Viteza de levigare a apei [cm/s]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1.	Luto-argilă	2,5	0	1.030928	0.634921	0.469261	0.389029	0.334403	0.238701	0.195214	0.154196	0.09273	0.079812	0.074807	0.07415	0.067972	0.056513
			60	1.101322	0.660502	0.476396	0.352051	0.311526	0.213402	0.184853	0.141658	0.11982	0.086365	0.081935	0.076496	0.06881	0.056148
			120	1.084599	0.641849	0.433401	0.357526	0.319857	0.208652	0.181743	0.137759	0.10798	0.085743	0.080887	0.075387	0.065709	0.055581
			180	1.234568	0.704722	0.427107	0.325839	0.293324	0.191742	0.170679	0.126598	0.099224	0.082751	0.078588	0.07487	0.066575	0.055172
			240	0.840336	0.611621	0.403608	0.308928	0.282402	0.18151	0.161685	0.112404	0.094209	0.08126	0.077263	0.076024	0.067608	0.05576
			300	0.994036	0.630517	0.464253	0.378	0.329934	0.225708	0.192371	0.150665	0.090351	0.078291	0.075343	0.075438	0.068468	0.057183
		6,25	0	0.136203	0.109637	0.04882	0.040006	0.03653	0.030009	0.027676	0.023076	0.019493	0.016525	0.011545	0.010635		
			60	0.136017	0.107043	0.04755	0.037778	0.03565	0.033346	0.026373	0.022145	0.018325	0.015639	0.011324	0.010852		
			120	0.141884	0.105652	0.045932	0.036038	0.034285	0.032374	0.02556	0.021581	0.017449	0.0154	0.011171	0.010124		
			180	0.13459	0.100746	0.043483	0.03545	0.03237	0.031268	0.024975	0.020929	0.017193	0.015763	0.010859	0.009972		
			240	0.130582	0.097333	0.039655	0.034148	0.031455	0.030477	0.02366	0.020496	0.016614	0.014433	0.013254	0.009801		
			300	0.142106	0.111222	0.048812	0.041463	0.03677	0.035305	0.027935	0.022503	0.018763	0.016158	0.01149	0.010487		
		25	0	0.018776	0.014507	0.011805	0.007773	0.00752	0.007032	0.005236	0.004866	0.004475	0.003808	0.003563			
			60	0.018834	0.014459	0.011173	0.00758	0.010141	0.006526	0.004941	0.00435	0.00418	0.003583	0.003161			
			120	0.018971	0.014809	0.011653	0.008159	0.00785	0.007161	0.005483	0.004668	0.00439	0.003695	0.003362			
			180	0.018234	0.014108	0.01068	0.007322	0.007052	0.006123	0.004792	0.004225	0.004042	0.003483	0.003127			
			240	0.018494	0.014291	0.010742	0.007448	0.00714	0.006389	0.004865	0.004308	0.004072	0.00351	0.003174			
			300	0.018561	0.014356	0.011067	0.007839	0.007102	0.006681	0.005081	0.004471	0.004223	0.003611	0.003219			
		36,25	0	0.007597	0.00488	0.003854	0.003259	0.002917	0.002562	0.002323	0.002086	0.001924	0.001794				
			60	0.007776	0.00501	0.004102	0.003342	0.002999	0.002566	0.002318	0.00206	0.0019	0.001773				
			120	0.007822	0.005041	0.004333	0.003528	0.003116	0.002671	0.002396	0.002134	0.00196	0.001812				
			180	0.007265	0.004636	0.00405	0.003477	0.003077	0.002641	0.002365	0.002112	0.001949	0.001805				
			240	0.007108	0.004568	0.003573	0.003145	0.002815	0.00248	0.002293	0.002031	0.001861	0.001724				
			300	0.007503	0.004755	0.003798	0.003196	0.002843	0.002627	0.00234	0.002105	0.01942	0.001803				

În urma determinărilor experimentale, realizate în vederea determinării vitezei de levigare a apei în proba de sol luto-argilos sa constatat că:

- La o valoare a rezistenţei la penetrare de 2,5 daN/cm^2, în punctul de măsurare 180 ° (fig. 76), timpul în care apa a traversat proba de sol luto-argilos a fost de 4,05 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 1,08 cm/s;
- Pentru aceeaşi valoare a rezistenţei la penetrare, în punctul de măsurare 300 °, timpul în care apa a traversat 70 cm din proba de sol luto-argilos a crescut la 1224,13 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,05 cm/s.
- În cazul unui sol luto-argilos care face parte din categoria „solurilor medii", cu o rezistenţă la penetrare de 36,25 daN/cm^2, în punctul de măsurare 120 ° (fig. 79), timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol luto-argilos a fost de 639,26 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 0,007 cm/s, iar în acelaşi punct de măsurare timpul în care apa a traversat 50 cm din proba de sol luto-argilos a fost de 27589,14 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,001 cm/s.
- valorile vitezei de levigare a apei în proba de sol luto-argilos variază în funcţie timp şi de gradul de tasare al solului.

Media valorilor obţinute în cazul solului luto-argilos care opune o rezistenţă la penetrare de 2,5 daN/cm^2, pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,27 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 400,05 s.

Pentru solurile luto-argiloase cu o rezistenţă la penetrare de 6,25 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,04 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 1848,49 s.

În cazul solurilor luto-argiloase cu o rezistenţă la penetrare de 25 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,007 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 6385,5 s.

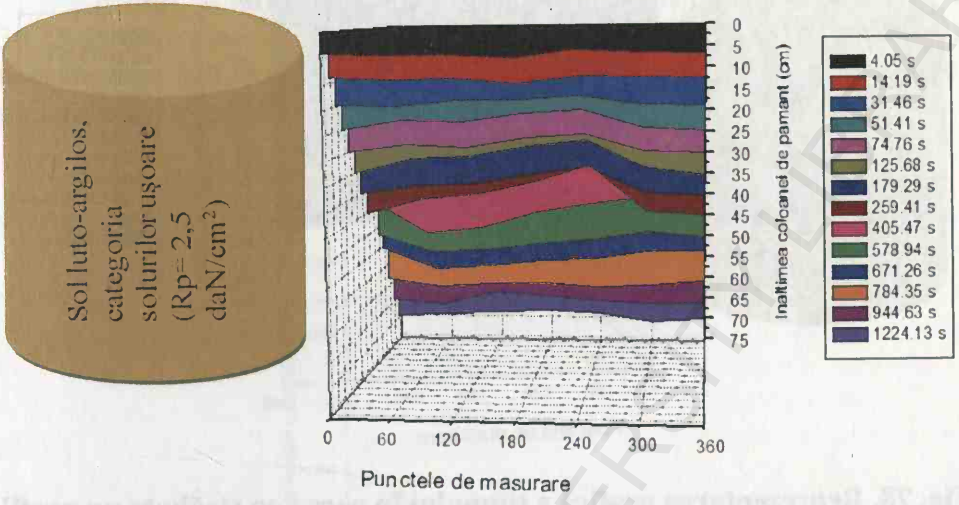


Fig. 76. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol luto-argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 2,5 daN/cm² pentru şase puncte de măsurare [22].

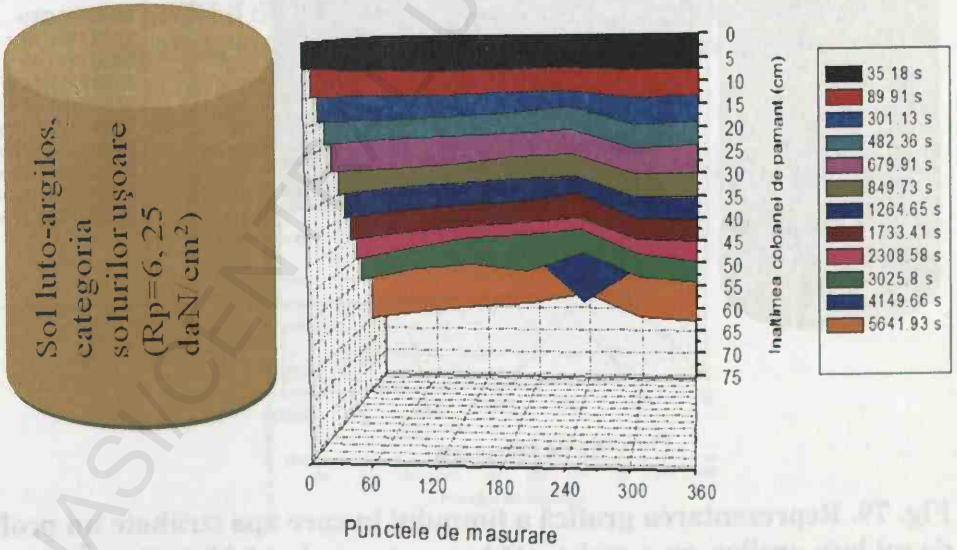


Fig. 77. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol luto-argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 6,25 daN/cm² pentru şase puncte de măsurare [22].

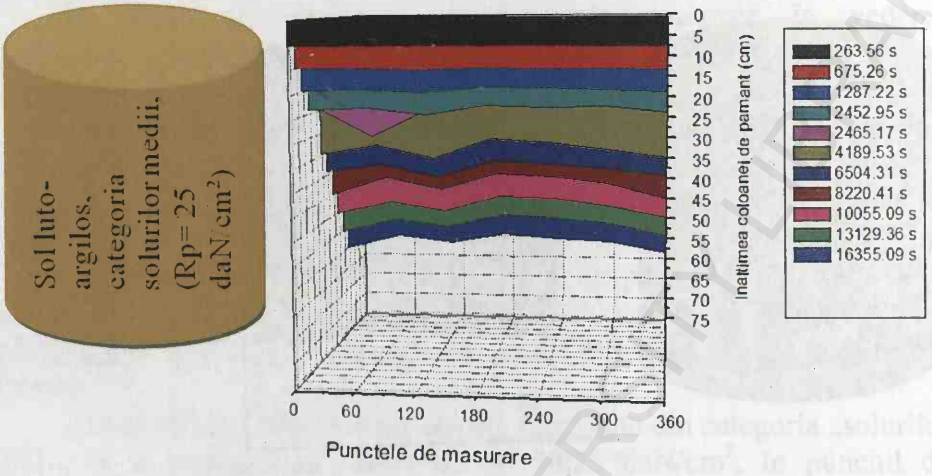


Fig. 78. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol luto-argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 25 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

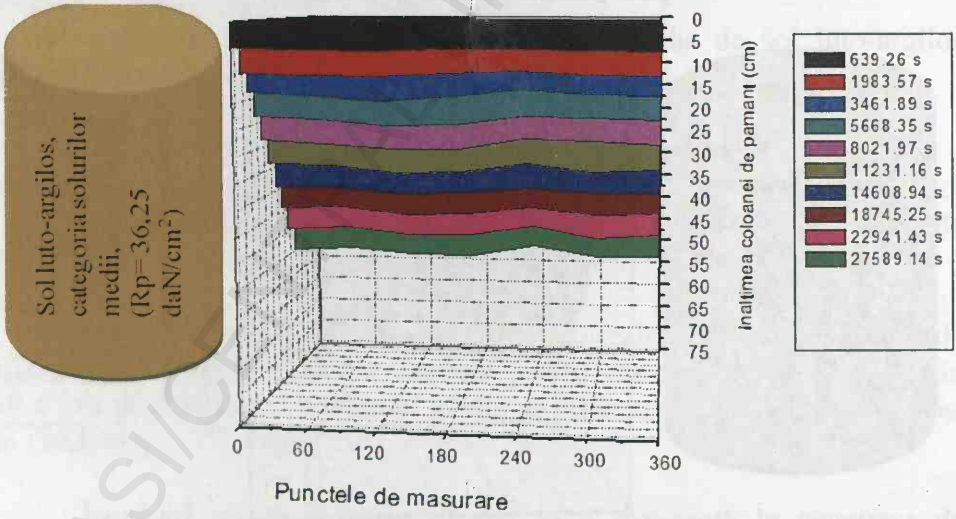


Fig. 79. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol luto-argilos, cu o rezistenţă la penetrare de 36,25 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

Pentru solurilor luto-argiloase cu o rezistenţă la penetrare de 36,25 daN/cm^2, media valorilor obţinute pentru viteza de levigare (fig. 80) a apei în sol a fost de 0,003 cm/s, iar timpul mediu (fig. 81) de străbatere a probei de sol a fost de 11814,54 s.

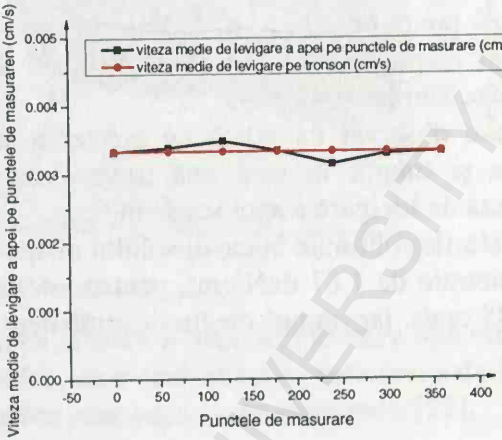


Fig. 80. Reprezentarea grafică a valorilor medii ale vitezei de levigare a apei în profilul de sol luto-argilos cu o rezistenţă la penetrare de 36,25 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

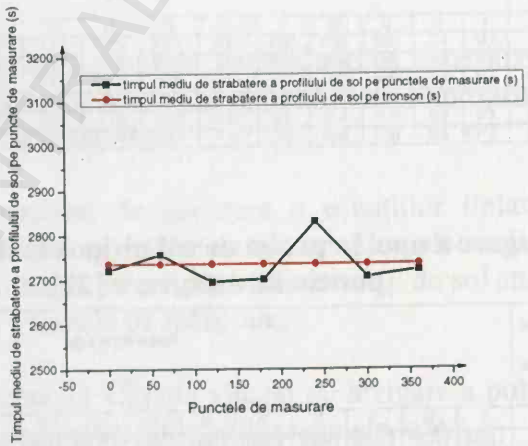


Fig. 81. Reprezentarea grafică a valorilor medii a timpului de străbatere a profilului de sol luto-argilos cu o rezistenţă la penetrare de 36,25 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

În figura 82 este reprezentat grafic timpul în care apa a traversat proba de sol nisipo-prundos, pentru o valoare a rezistenţei la penetrare de 1,78 daN/cm^2, iar în punctul de măsurare 300 ° timpul în care apa a traversat 5 cm din proba de sol nisipo-prundos a fost de 3,74 secunde, iar viteza de levigare a apei a fost de 1,33 cm/s.

În acelaşi punct de măsurare timpul în care apa a traversat 70 cm din proba de sol nispo-prundos a fost de 1409,62 secunde, iar viteza de levigare a apei a scăzut la 0,049 cm/s.

Astfel, s-a observat că odată cu creşterea valorilor rezistenţei la penetrare creşte şi timpul în care apa traversează proba de sol nispo-prundos, iar viteza de levigare a apei scade în timp.

Media valorilor obţinute în cazul solului nisipo-prundos care opune o rezistenţă la penetrare de 1,87 daN/cm^2, pentru viteza de levigare a apei în sol a fost de 0,35 cm/s, iar timpul mediu de străbatere a probei de sol a fost de 430,23 s.

Tabelul 42.

Timpul în care apa a traversat proba de sol nisipo-prundos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr crt	Tipul de sol	Rezistenta la penetrare [daN/cm^2]	Punctele de măsurare [°]	Înălţimea stratului de pământ [cm]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1.	Nispo-prundiş	1,78	0	3.82	8.75	19.68	40.16	72.99	124.51	176.13	262.47	395.22	554.89	727.25	941.39	1215.76	1526.14
			60	4.04	8.84	19.71	40.39	73.36	125.63	179.94	249.19	374.28	271.85	766.17	996.85	1286.34	1631.89
			120	4.11	8.88	19.64	40.08	70.26	119.32	164.26	235.93	339.79	556.45	735.31	911.16	1239.12	1559.46
			180	4.35	9.02	19.89	40.51	70.95	120.44	166.01	239.83	349.49	571.15	757.09	984.51	1274.37	1609.23
			240	4.55	9.25	20.13	41.79	71.05	123.19	172.18	251.24	386.36	535.67	695.96	903.89	1173.65	1474.22
			300	3.74	8.59	19.55	39.66	72.65	124.37	175.85	260.56	374.78	522.13	666.29	851.67	1128.95	1409.62

Tabelul 43.

Viteza de levigare a apei în proba de sol nisipos la fiecare 5 cm pentru 6 puncte de măsurare [22].

Nr crt	Tipul de sol	Rezistenta la penetrare [daN/cm^2]	Punctele de măsurare [°]	Viteza de levigare a apei [cm/s]													
				5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
1.	Nispo-prundiş	1,78	0	1.308901	1.142857	0.762195	0.498008	0.342513	0.240945	0.198717	0.152398	0.113861	0.090108	0.075627	0.063736	0.053464	0.045867
			60	1.237624	1.131222	0.761035	0.495172	0.340785	0.238796	0.194509	0.16052	0.120231	0.183925	0.071786	0.06019	0.050551	0.042895
			120	1.216545	1.126126	0.763747	0.499002	0.355821	0.251425	0.213077	0.169542	0.132435	0.089835	0.074798	0.06585	0.052457	0.044887
			180	1.149425	1.108647	0.754148	0.493705	0.352361	0.249087	0.210831	0.166785	0.128759	0.087543	0.072647	0.060944	0.051006	0.043489
			240	1.098901	1.081081	0.745156	0.478583	0.351865	0.243526	0.203276	0.15921	0.116472	0.093341	0.079028	0.066338	0.055383	0.047483
			300	1.336898	1.164144	0.767263	0.504286	0.344116	0.241216	0.199033	0.153516	0.12007	0.095762	0.082547	0.07045	0.057576	0.049659

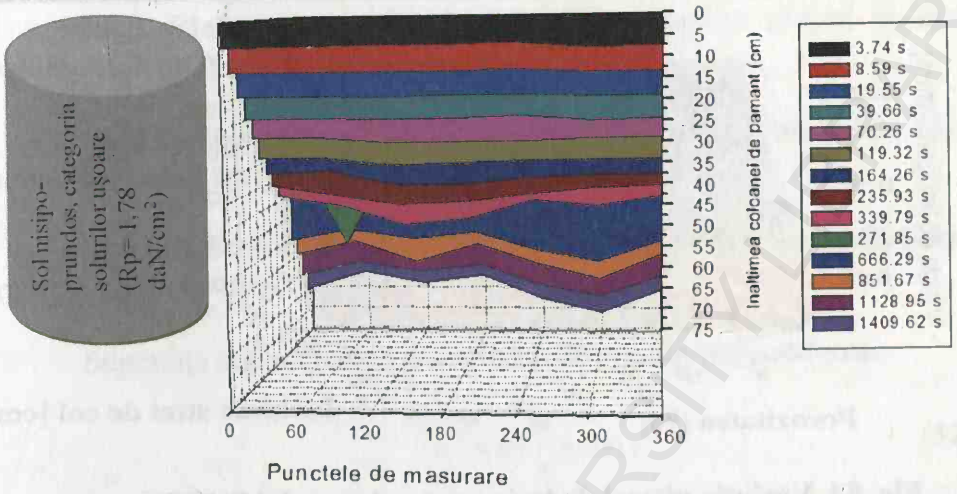


Fig. 82. Reprezentarea grafică a timpului în care apa străbate un profil de sol nisipo-prundos, cu o rezistenţă la penetrare de 1,78 daN/cm^2 pentru şase puncte de măsurare [22].

5.8. Interpretarea rezultatelor experimentale obţinute

5.8.1. Elaborarea modelului matematic pentru viteza de levigare a poluantului în sol

Rezultatele obţinute în urma determinărilor experimentale arată că viteza de levigare a poluantului în sol depinde atât de proprietăţile fizice şi mecanice ale solului cât şi de timp.

Utilizând programul de generare a ecuaţiilor liniare şi neliniare TableCurve 3D, s-au obţinut modelele matematice ale variaţiei vitezei de levigare a poluantului lichid în sol pentru fiecare tip de sol studiat în funcţie de timp, porozitate şi punctele de măsurare.

În figura 83 este prezentată variaţia vitezei de levigare a poluantului lichid în sol pentru solurile argiloase, luto-argiloase, nisipoase.

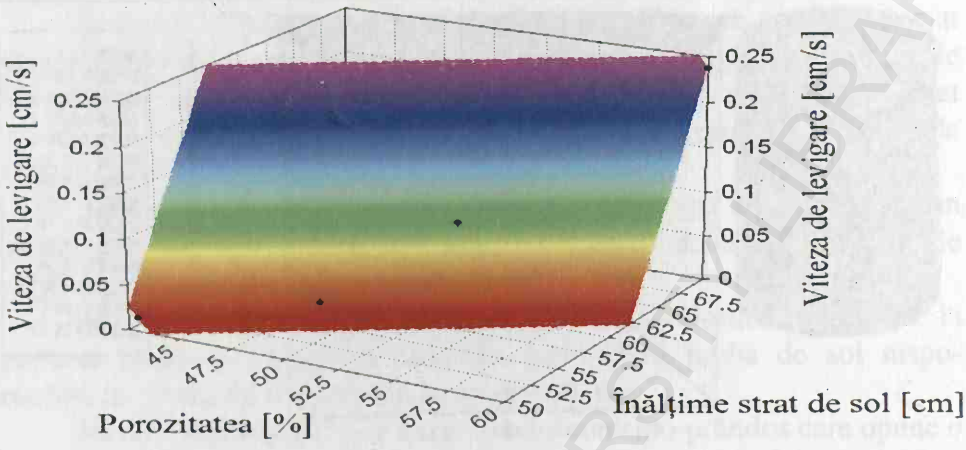


Fig. 83. Variaţia vitezei de levigare a poluantului lichid în solurile argiloase, luto-argiloase, nisipoase [22].

Suprafaţa obţinută este caracterizată de ecuaţia care are forma:

$$z = a + b \cdot x + c \cdot y \qquad (31)$$

unde:

x este porozitatea (%);

y – înălţimea stratului de sol (cm).

Coeficientul de corelaţie corespunzător acestei ecuaţii este $r^2 = 0,96 \div 0,99$.

În tabelul 44 sunt prezentate valorile constantelor din relaţia 41, corespunzătoare solurilor argiloase/luto-argiloase/nisipoase.

Tabelul 44.

Valorile constantelor ecuaţiei care descrie modelul matematic, corespunzătoare solurilor argiloase, luto-argiloase şi nisipoase [22].

Nr. crt.	Constantele ecuaţiei	Sol argilos	Coeficient de corelaţie	Sol luto-argilos	Coeficient de corelaţie	Sol nisipos	Coeficient de corelaţie
1.	a	-0,53894478	0,99	-1,1364543	0,96	-3,2125409	0,98
2.	b	-0,02264007		-0,0117561261		0,079683404	
3.	c	0,030527749		0,03476912		-0,021144187	

5.8.2. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol

5.8.2.1. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol argilos

În figura 84 este prezentată variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol argilos.

Suprafaţa obţinută este caracterizată de ecuaţia care are forma:

$$z^{-1} = a + \frac{b}{x} + c \cdot \ln y \qquad (32)$$

unde:

x este porozitatea (%);

y – înălţimea stratului de sol (cm).

Coeficientul de corelaţie corespunzător acestei ecuaţii este $r^2 = 0{,}99$.

În tabelul 45 sunt prezentate valorile constantelor din relaţia 32, corespunzătoare solurilor argiloase.

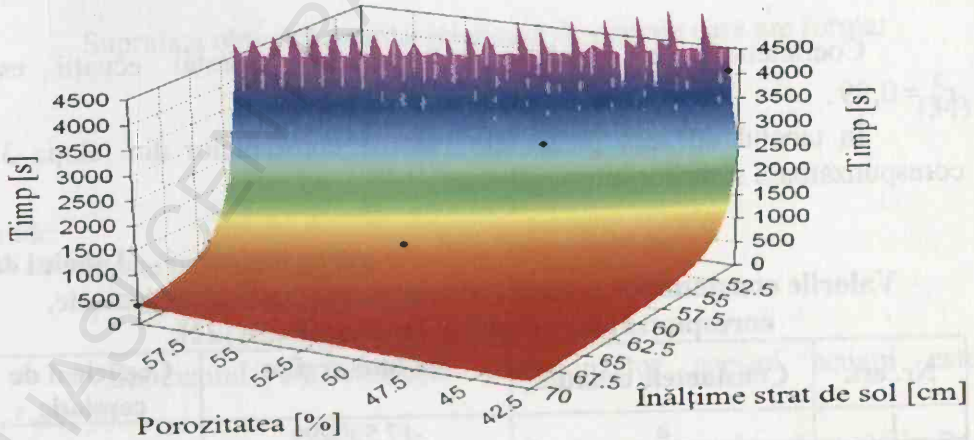


Fig. 84. Variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol argilos [22].

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 45.

Valorile constantelor ecuaţiei care descrie modelul matematic, corespunzătoare solurilor argiloase [22].

Nr. crt.	Constantele ecuaţiei	Sol argilos	Coeficient de corelaţie
1.	a	-0,084647265	0,99
2.	b	0,56965702	
3.	c	0,018314605	

5.8.2.2. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol luto-argilos

În figura 85 este prezentată variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol luto-argilos.

Suprafaţa obţinută este caracterizată de ecuaţia care are forma:

$$\ln z = a + b \cdot (x)^{0,5} \cdot (\ln x) + c \cdot \left(\frac{\ln y}{y^2} \right) \qquad (33)$$

unde:

x este porozitatea (%);

y – înălţimea stratului de sol (cm).

Coeficientul de corelaţie corespunzător acestei ecuaţii este $r^2 = 0,99$.

În tabelul 46 sunt prezentate valorile constantelor din relaţia 33, corespunzătoare solurilor luto-argiloase.

Tabelul 46.

Valorile constantelor ecuaţiei care descrie modelul matematic, corespunzătoar solurilor luto-argiloase [22].

Nr. crt.	Constantele ecuaţiei	Sol luto-argilos	Coeficient de corelaţie
1.	a	-17,530299	0,99
2.	b	0,43216104	
3.	c	11516,594	

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

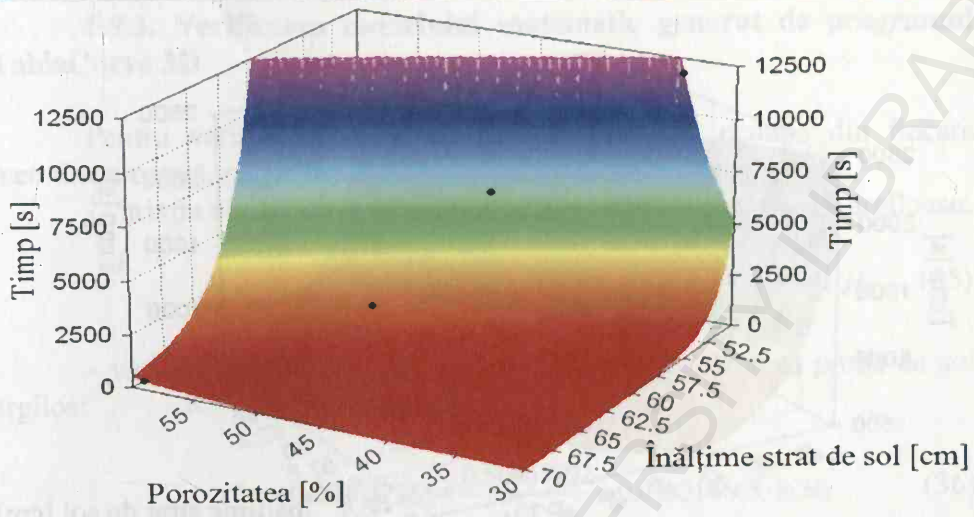


Fig. 85. Variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol luto-argilos [22].

5.8.2.3. Elaborarea modelului matematic pentru timpul în care poluantul lichid traversează proba de sol nisipos

În figura 86 este prezentată variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol nisipos.

Suprafaţa obţinută este caracterizată de ecuaţia care are forma:

$$z^{-1} = a + \frac{b}{x^{1,5}} + \frac{c}{y} \qquad (34)$$

unde:

x este porozitatea (%);

y – înălţimea stratului de sol (cm).

Coeficientul de corelaţie corespunzător acestei ecuaţii este $r^2 = 0,99$.

În tabelul 47 sunt prezentate valorile constantelor din relaţia 34, corespunzătoare solurilor luto-argiloase.

B.C.U. „M. EMINESCU" IAŞI
RCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

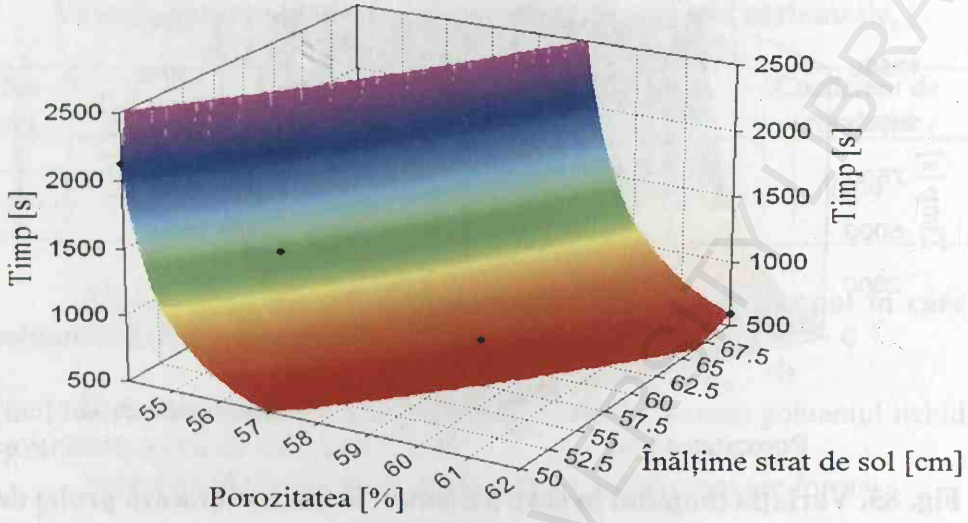


Fig. 86. Variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol nisipos [22].

Tabelul 47.

Valorile constantelor ecuaţiei care descrie modelul matematic, corespunzătoare solurilor nisipoase [22].

Nr. crt.	Constantele ecuaţiei	Sol nisipos	Coeficient de corelaţie
1.	a	0,01151734	0,99
2.	b	-7,8656351	
3.	c	0,43872761	

5.9. Verificarea modelului matematic

S-au verificat modelele matematice obţinute cu ajutorul programului de generare a ecuaţiilor liniare şi neliniare TableCurve 3D pentru:

- viteza de levigare a poluantului lichid în sol;
- timpul în care poluantul lichid traversează proba sol.

5.9.1. Verificarea modelului matematic generat de programul TableCurve 3D

Pentru verificarea modelului s-a ales câte o ecuaţie din fiecare metoda cercetată, respectiv:

- variaţia vitezei de levigare a poluantului lichid în solurile argiloase:

$$v_{lev} = -0,53894478 + -0,02264007 \cdot PT + 0,030527749 \cdot Hs \qquad (35)$$

- variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol argilos:

$$t^{-1} = -0,084647265 + \frac{0,56965702}{PT} + 0.018314605 \cdot \ln Hs \qquad (36)$$

- variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol luto-argilos:

$$\ln t = -17,530299 + 0,43216104 \cdot (PT)^{0.5} \cdot (\ln PT) + 11516,594 \cdot \left(\frac{\ln Hs}{Hs^2}\right) \qquad (37)$$

- variaţia timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol nisipos:

$$t^{-1} = 0,01151734 + \left(\frac{-7,8656351}{PT^{1,5}}\right) + \frac{0.43872761}{Hs} \qquad (38)$$

În tabelele 48, 49 sunt prezentate comparativ valorile obţinute cu ajutorul modelului matematic şi valorile obţinute în urma determinărilor experimentale.

RCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Tabelul 48.

Valorile vitezei de levigare a poluantului lichid în solurile argiloase, luto-argiloase şi nisipoase [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Porozitate [%]	Înălţime strat de pământ [cm]	Viteza de levigare [cm/s]	
				Model matematic	Experimental
1.	Argilă	60	70	0,239593	0,237823
		53	60	0,092796	0,098993
		49	55	0,030718	0,025406
		43	50	0,01392	0,014805
2.	Luto-argilă	59	70	0,26127	0,270826
		50	60	0,07163	0,041367
		45	55	-0,01441	0,007889
		34	50	0,004919	0,003326
3.	Nisip	62	70	0,247737	0,2524
		59	60	0,220129	0,220129
		56	55	0,086799	0,068149
		54	50	0,033154	0,047141

Tabelul 49.

Valorile timpului în care poluantului lichid traversează proba de sol argilos, luto-argilos, nisipos [22].

Nr. crt.	Tipul de sol	Porozitate [%]	Înălţime strat de pământ [cm]	Timp [s]	
				Model matematic	Experimental
1.	Argilă	60	70	376,4307	376,0152
		53	60	919,7228	919,9507
		49	55	2694,598	2694,585
		43	50	4036,672	4036,694
2.	Luto-argilă	59	70	400,5369	400,0525
		50	60	1848,633	1848,499
		45	55	6385,47	6385,503
		34	50	11814,53	11814,54
3.	Nisip	62	70	597,7301	596,9952
		59	60	678,7845	679,2097
		56	55	1379,792	1380,035
		54	50	2127,255	2127,167

În urma analizei modelelor matematice s-au desprins următoarele concluzii:

- pentru modelul matematic corespunzător vitezei de levigare a poluantului lichid în sol gradul de corelaţie este cuprins între 96 ÷ 99 %;

- pentru modelul matematic corespunzător timpului în care poluantul lichid traversează proba de sol gradul de corelaţie este de 99 %;

- diferenţa dintre valorile obţinute pe cale experimentală şi valorile obţinute cu modelele matematice este nesemnificativă pentru toate tipurile de sol.

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Capitolul 6

RECOMANDĂRI

Cercetările teoretice şi experimentale ale procesului de depoluare a solului prezentate în această lucrare, constituie o încercare de a oferi printr-o analiză detaliată, relaţiile de dependenţă constructivă şi funcţională ce pot sta la baza unor noi instalaţii de depoluare, obţinute prin modernizarea celor existente sau prin realizarea de modele noi, competitive cu cele realizate pe plan mondial.

Solul fiind un sistem mult mai complex decât aerul şi apa, poluarea îi afectează proprietăţile, deci şi fertilitatea. În plus, poluanţii pot trece din sol în plante, apă, sau aer, iar depoluarea este un proces dificil, uneori chiar nerealizabil.

Depoluarea solului este delicată datorită faptului că fiecare sit are specificul său. De fapt, fiecare sit este o combinaţie unică de:

- caracteristici de mediu:
  - geologie;
  - hidrogeologie;
  - topografie etc.

- de poluanţi:
  - tipologie;
  - concentraţie;
  - cantitate;
  - comportament fizico-chimic;
  - amestec etc.

- de utilizări.

BCU IAŞI CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

Ţinând seama că atât teoretic cât şi experimental s-a stabilit influenţa proprietăţilor fizice şi mecanice, dar şi caracteristicile instalaţiilor de depoluare asupra procesului de epurare şi auto-epurare a solului, este necesar să se continue cercetările experimentale de laborator la diferite tipuri de instalaţii de depoluare pentru a se stabili precis aceste corelaţii.

Studiile teoretice şi rezultatele experimentale din cadrul acestei lucrări pot constitui un material util şi totodată indispensabil în abordarea altor teme similare din domeniu pentru optimizarea instalaţiilor şi proceselor de depoluare a solului.

Pentru clarificarea tuturor corelaţiilor care există între tipul de sol supus depoluării şi viteza de levigare a poluantului în sol, este necesar ca cercetările viitoare să aibă în vedere realizarea de noi instalaţii de depoluare precum şi încercarea complexă a celor existente.

Cunoaşterea părţii organice a solului este un domeniu foarte vast care se ocupă de :

- principalele grupe de organisme care trăiesc în sol;
- circuitul elementelor chimice (carbon, azot, sulf, fosfor etc);
- funcţiile organismelor în sol (nitrificarea, celuloiza etc);
- tipurile de transformări a materiei organice moarte sub influenţa microorganismelor în diferite medii naturale (temperat forestier, tropical uscat).

Principalii factori care influenţează mineralizarea părţii organice a solului sunt:

- regimul termic;
- regimul aero-hidric;
- proprietăţile fizico-chimice ale solului;
- compoziţia biochimică a resturilor organice;
- natura şi intensitatea activităţii microorganismelor etc.

În lucrarea de faţă nu s-a luat în studiu influenţa părţii organice a solului asupra procesului de depoluare, cercetându-se doar partea minerală a solului care influenţează procesul de epurare şi auto-epurare a solului. Acest lucru poate genera pe viitor o varietate de teme de cercetare.

BIBLIOGRAFIE

1. Abderrahim Gheris, (2009), Mechanism of Transfer of a Pollutant in the Unsaturated Zone of an Industrial Site, European Journal of Scientific Research, Vol.32, No.1, pg. 58-65.

2. Akbar Javadi et al., (2007), Mohammed AL-Najjar, Brian Evans, Flow and Contaminant Transport Model for Unsaturated Soil, Springer Proceedings in Physics, Volume 113.

3. Anderson C., (2004), Innovative Site Remediation Technolgy, Springer, Vol. 8, Berlin, pg. 224.

4. Andrzej Aniszewski, (2009), Mathematical Modeling and Practical Verification of Groundwater and Contaminant Transport in a Chosen Natural Aquifer, Institute of Geophysics, Polish Academy of Sciences.

5. Baicu T., (1991), Combaterea integrală a bolilor şi dăunătorilor şi limitarea poluării cu pesticide, Bucureşti, Editura Ceres.

6. Bass D.et al., (2000), N.A. Hastings, R.A. Brown, Performance of air sparging systems: a review of case studies, J. Hazard. Mat. 72, pg.101–119.

7. Berthelin J. et al, (1994) Leyval et Toutain F., Biologie des sols. Role des organismes dans l'alteration et l'humification. Pedologie, 2. Constituants et proprietes du sol. Masson, France.

8. Bes C. et al., (2008), Mench M., Remediation of copper-contaminated topsoils from a wood treatment facility using in situ stabilisation. Environmental Pollution 156, 3, pg. 1128-1138.

9. Blaga Gh. et al., (1996), Rusu I., Udrescu S., Vasile D., Pedologie, Editura didactică şi Pedagogică, R.A., Bucureşti.

10. Braida W. et al, (2000), Ong S.K., Modeling of air sparging of VOC-contaminated soil columns, Journal of Contaminant Hydrology, Volume 41, Number 3, pg. 385-402(18).

11. Brown S. et al., (2004), Chaney R., Hallfrisch J., Ryan J.A., Berti R. In situ treatments to reduce the phyto and bioavailability of lead, zinc and cadmium, Journal of Environmental Quality 33, 2, pg. 522-531.

12. Brusturean G.A. et al., (2005), Carre J., Perju M., Bourgois D., Dépollution des sols 1: Etude expérimentale du traitement par venting. Déchets, Sciences & Techniques, vol. 37.

13. Brusturean Alina et al., (2008), Perju Maria, Moldovan Ciprian, Extracţia sub presiune redusă sau prin ventilare in situ - studiu comparativ al performanţelor de depoluare a solurilor poluate cu compuşi organici volatili, Buletinul AGIR nr. 1-2.

14. Bucur N. et al., (1997), Lixandru Gh., Principii fundamentale de ştiinţa solului. Formarea, evoluţia, fizica şi chimia solului. Editura Dosoftei, Iaşi.

15. Cameron K. et al., (1998), Beare M., McLaren R., Selecting physical, chemical biological indicators of soil quality for degraded or polluted soil. Trans World Cong. Soil Sci. Montpellier, Symp. 37.

16. Canarache Andrei, (1990), Fizica solurilor agricole, Editura Ceres, Bucureşti.

17. Chen Jie et al., (2002), Chen Jing-zhang, Soil degradation: a global problem endangering sustainable development, Journal of Geographical Sciences.

18. Chiţimuş Alexandra–Dana, Nedeff Valentin, Lazăr Gabriel, (2011), Actual stage in the soil remediation, Journal of Engineering Studies and Research, vol. 17, no. 4, ISSN 2068-7559.

19. Chiţimuş Alexandra-Dana et al., (2011), Nedeff Valentin, Lazăr Gabriel, Studies and researches on the influence of soil apparent density in the process of cleaning and auto-cleaning, Proceedings of the 12th International Conference on Enviromental Science and technologz, Volume of Abstracts, Rhodes, Greece, 8-10 september, pg. 42.

20. Chiţimuş Alexandra-Dana et al., (2011), Nedeff Valentin, Lazăr Gabriel, Studies and researches on the influence of soil penetration resistance concerning forced circulation of air in soil, Proceedings of the Scientific Student Session – SSS'11, Ruse, pg. 36.

21. Chiţimuş Alexandra-Dana et al., (2011), Nedeff Valentin, Lazăr Gabriel, Măcărescu Bogdan, Moşneguţu Emilian, Theoretical studies concerning the influence of physical and mechanical properties of the soil in the process of epuration and auto-epuration, Journal of Engineering Studies and Research, vol. 17, no. 1.

22. Chiţimuş Alexandra-Dana, (2011), Studii şi cercetări cu privire la influenţa proprietăţilor fizice şi mecanice ale solului în procesul de auto-epurare şi epurare, Teză de doctorat, Universitatea „Vasile Alecsandri" din Bacău.

23. Cunningham S. et al., (1996), Schwab A., Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. Adv. Agron., v. 56, pg. 55-114.

24. Destribats J.M. et al, (1994), Prez E., Soyez B., La dépollution des sols en place. Techniques et exemples. Etudes et recherches. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris.

25. Dexter A.R. et al, (2007), Czyż A., Gaţe O., A method for prediction of soil penetration resistance, Soil and Tillage Research, Volume 93, Issue 2, pg. 412-419.

26. DiGiulio D. et al., (2001), R. Varadhan, Development of Recommendations and Methods to Support Assessment of Soil Venting Performance and Closure, EPA 600/R-01/070. U.S. EPA Office of Research and Development, pg. 435.

27. Dominic C. DiGiulio, (2004), Evaluation of Soil Venting Application, Ground Water Issue, vol. 4.

28. Drăguţ Roxana, (2006), Depoluarea solurilor contaminate folosind flotaţia ca metodă de extracţie, Buletinul AGIR.

29. Dumitru Elisabeta et al., (1999), Roxana Enache, Gus P., Dumitru M., Efectele remanente ale unor practici agricole asupra stării fizice a solului, Editura Risoprint, Cluj-Napoca.

30. Dutheil C., (2003), Dépollution des sols par extraction sous pression réduite : étude de quelques paramètres, Thèse sci. : INSA de Lyon.

31. Florea N., (2003), Degradarea, protecţia şi ameliorarea solurilor şi terenurilor, Bucureşti.

32. Flury Markus et al., (2007), Hanxue Qiu, Modeling Colloid-Facilitated Contaminant Transport in the Vadose Zone, Soil Science Society of America.

33. Gour-Tsyh Yeh et al., (2010), Yilin Fang, Fan Zhang, Jiangtao Sun, Yuan Li Ming-Hsu Li, Malcolm D. Siegel, Numerical modeling of coupled fluid flow and thermal and reactive biogeochemical transport in porous and fractured media, Comput. Geosci.

34. Gruiz Kriston, (1995), In situ bioremediation of hydrocarbon in soil, Journal of Soil Contamination, 4 (2), pg. 163-173.

35. Hamza M.A. et al., (2005), Anderson W.K., Soil compaction in cropag.ing systems: A review of the nature, causes and possible solutions. Soil and Tillage Research, vol. 82, issue 2, pg. 121-145.

36. Harper B. et al., (2003), Stiver W.H., Zytner R.G., Quantification of water and NAPL contents on SVE contaminant mass transfer in silt loam soil. ASCE J Environ. Eng.

37. Hâncu S. et al., (2002), Maritan C., Modele matematice privind transportul poluanţilor în sol şi în apele freatice, Lucrările sesiunii ştiinţifice „150 de ani de învăţământ superior agricol", Bucureşti, pg. 163-174.

38. Hendrickx J.M.H. et al., (2001), M. Flury, Uniform and preferential flow, mechanisms in the vadose zone, conceptual models of flow and transport in the fractured vadose zone. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.

39. Herrick J.E. et al., (2002), Jones T.L., A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance, Soil Science Society of America Journal 66, pg. 1320-1324.

40. Irfan Yolcubal et al., (2001), Shelley A. Pierce, Raina M. Maier, Mark L. Brusseau, Biodegradation during Contaminant Transport in Porous Media, Vadose Zone Journal, vol. 31, nr. 6, pg.1824-1830.

41. Jigău Gheorghe et al., (1998), Lupaşcu Gheorghe, Pedologie generală, Editura Junimea, Iaşi.

42. Johnson G.R. et al., (2003), K. Gupta and D.K. Putz, The effect of local-scale physical heterogeneity and nonlinear, rate-limited sorption/desorption on contaminant transport in porous media. J. Contamin. Hydrol.

43. Kaleris V. et al., (2002), Croise, J., Estimation of cleanup time in layered soils by vapor extraction. J. Contam. Hydrol. 36, pg. 105–129.

44. Kallur G. et al., (2003), Agar J., Wong T., Dual phase vacuum extraction technology for the recovery of petroleum hydrocarbon contamination from the subsurface - a case study, Conférence canadienne de géotechnique.

45. Khan F.I. et al., (2004), Husain T., Hejazi R. - An overview and analysis of site remediation technologies, Journal of environmental management, 71, pg. 95-122.

46. Killham K., (1994), Soil Ecology, Cambridge University Press, U.K.

47. Lewis T. W. et al., (2003), Smith, D. W., A Parametric Study of Contaminant Transport in Saturated Clay Soil, in '12th Panamerican Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering.' Boston, USA.

48. Lewis T. W. et al., (2007), Pivonka, P., Smith D. W., Discussion of "Parametric Study of One-Dimensional Solute Transport in Deformable Porous Media" by Akram N. Alshawabkeh and Nima Rahbar, Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering 133, pp. 414-416.

49. Li Lulu et al., (2010), Zhao Wen, Wang Yilin, Numerical simulation of contaminant transport in porous soil, Vadose Zone Journal.

50. Li Zhenbin et al., (2006), Larry M.Heavy, Metal movement in metal contaminated soil profiles, Soil Science.

51. Lungu Irina et al., (2006), Stanciu Anghel, Fundaţii - Fizica şi mecanica pământurilor, Editura Tehnică, Bucureşti.

52. Maleck Tom, (2002), Soil decontamination apparatus and method, United States Patent.

53. McHugh Thomas et al., (2010), Robin Davis, George Devaull, Harley Hopkins, John Menatti, Tom Peargin, Evaluation of Vapor Attenuation at Petroleum Hydrocarbon Sites: Considerations for Site Screening and Investigation, Soil and Sediment Contamination: An International Journal, Volume 19, Issue 6, pg. 725 – 745.

54. Meyera C.A. et al., (2007), Geraldo L. Diniz, Polluant dispersion in wetland systems: Mathematical modelling and numerical simulation, Soil Science Society of America, vol. 200, issues 3-4, pg. 360-370.

55. Marinoschi G., (2003), Nonlinear infiltration with a singular diffusion coefficient. Differential Integral Equations, 16, 9, pg. 1093-1110.

56. Mirbagheri S., (2004), Modeling contaminant transport in soil column and ground water pollution control, International Journal of Environmental Science & Technology Vol. 1, No. 2, pg. 141-150.

57. Molfetta Di, (2002), Ingegneria degli Acquiferi, Editura Politeko.

58. Munteanu I., (1994), Solurile României în sistemele de clasificare internaţionale. Ştiinţa solului nr. 3-4 Bucureşti.

59. Neag Gh., (1997), Depoluarea solurilor şi apelor subterane, Editura Casa Cărţii de Ştiinţă, Cluj-Napoca.

60. Nedeff Valentin et al., (1997), Gheorghe Sin, Ion Băisan, Procese de lucru şi consumuri de energie la lucrările solului, Editura Agris - Redacţia revistelor agricole, Bucureşti.

61. Nedeff Valentin et al., (2003), Măcărescu Bogdan, Virgil Geamăn, Ingineria şi protecţia mediului în industrie, Editura Tehnică - Info, Chişinău, .

62. Nedeff Valentin et al., (1998), Raveica Crinel, Procedee şi tehnici de protecţia mediului în agricultură şi industria alimentară, Editura Tehnica-Info, Chişinău.

63. Negoita T.G. et al., (2003), Covaci A., Gheorghe A., Schepens P., Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in soils from the East Antarctic coast. Journal of Environmental Monitoring.

64. Pansu Marc, (2003), Handbook of Soil Analysis, Springer-Verlag.

65. Papacostea P., (1976), Biologia solului, Editura Ştiinţifică şi Enciclopedică, Bucureşti.

66. Pasteris G. et al., (2002), D. Werner, K. Kaufmann, P. Höhener, Vapour phase transport and biodegradation of volatile fuel compounds in the unsaturated zone: a large scale lysimeter experiment, Environmental Science & Technology, pg. 36:30-39.

67. Pivetz B., (2001), Ground Water Issue: Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites, EPA 540/S-01/500. U.S. EPA, Office of Research and Development, pg. 36.

68. Pricope Ferdinand et al., (2007), Pricope Laura, Poluarea mediului şi conservarea naturii, Editura Rovimed Publishers, Bacău.

69. Raspa Giusseppe et al., 2005, Giussepe Marella, Il tratamento geostatico de dati per la caratterizzione dei siti contaminati, Edizioni Osservatorio Siti Contaminati, maggio.

70. Rattan Lal et al., (2005), Manoj K. Shukla, Principles of soil physics, Ohio University.

71. Răuţă C. et al., (1993), Cârstea S., Prevenirea şi combaterea poluării solului, Bucureşti, Editura Ceres, pg.55-60.

72. Riser Roberts, (1998), Remediation of petroleum contaminated soils - biological, physical and chemical processes. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

73. Robinson Costanza et al., (2002), M.S., Brusseau, M.L., Gas phase advection and dispersion in unsaturated porous media. Water Resour. Res. 28 (4), 7(1)– 7(10).

74. Rocco F. et al., (2000), Pin M., Nuove tecnologie di bioremediation e di phytoremediation per la decontaminazione dei suoli: esperienze e prospettive, Workshop "Gestione integrata dell'ambiente urbano: rifiuti, acque e suolo", Trieste, Area Science Park.

75. Rojanschi Vladimir et al., (2002), Florina Bran, Gheorghiţa Diaconu, Protecţia şi ingineria mediului, Ed. Economică, Bucureşti.

76. Romulus Sârbu et al., (2007), Ion Nedelcu, Diana Marchiş, Depollution of soil and underground water contaminated with oil products, by means of in situ bio – degradation method, Annals of the University of Petroşani, Mining Engineering, 8.

77. Roudier P., (2004), Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués : fiches de synthèse. Techniques de l'Ingénieur, G2670, pg. 40.

78. Rus Florean, (2005), Compactarea solului terenurilor agricole, o problemă actuală a agriculturii, Revista de ecoagroturism.

79. Salah Jellali et al., (2006), Olivier Razakarisoa, Transport avec échange gazeux du trichloroéthylène vers une nappe aquifère, Journal of Water Science, vol. 19, pg. 33-45.

80. Simunek J., (2003), Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. J. Hydrol. 272:14–35.

81. Smith Daniel W. et al., (2009), J. R. Booker, Contaminant transport through an unsaturated soil liner beneath a landfill, Can. Geotech. J. 36(2): 330–354.

82. Snowoling S. et al., (2001), Kramer R., Evaluating modeling uncertainty for model selection, Ecological Modelling, Elsevier.

83. Spitz K. et al., (1996), Moreno L., A practical guide to ground water and solute transport modeling, Journal Wiley.

84. Stănescu Florin et al., (1997), Măcărescu Bogdan, Elemente ale complexului ecologic din sol, Sam.son's Edition.

85. Stănescu R. Et al., (2006), Bobîrca L., Orbuleţ O., Remedierea solurilor contaminate, Ed. AGIR, Bucureşti.

86. Stătescu Fl., (1998), Bazele Ştiintei Solului, Ed. Sam-Son'S, Iaşi.

87. Stătescu Florian, (2004), Evoluţia solurilor ameliorate, Editura Politehnium, Iaşi.

88. Stătescu Florian, (2003), Monitorizarea calităţii solului, Editura Gh. Asachi, Iaşi.

89. Steefel C.I., (2008), A computer program for multicomponent reactive transport in porous media, http://www-esd. lbl.gov/ESDstaff/steefel/WebCrunch.htm.

90. Stengel Patrice, (2005), Method of depolluting soil polluted by hydrocarbons, United States Patent.

91. Unsal E. et al., (2006), J. H. Dane,- Equivalent Soil Pore Geometry to Determine Effective Water Permeability, Vadose Zone Journal, v. 5, no. 4, November, pg. 1278-1280.

92. Unsal E. et al., (2005), G.V. Dozier, A genetic algorithm for predicting pore geometry based on air permeability measurements, Vadose Zone Journal, pg. 389–397.

93. Vanderborght J. et al., (2007), H. Vereecken, Review of dispersivities for transport modeling in soils. Vadose Zone J.

94. Van Lynden et al., (2005), G.W.J., European soil resources. Current status of soil degradation, causes, impacts and need for action. Council of Europe Press. Nature and Environment, No 71, Strasbourg, France.

95.V´azquez J. L., (2003), Darcy's law and the theory of shrinking solutions of fast diffusion equations. SIAM J. Math. Anal., 35, 4, 1005-1028.

96. Vereecken T., (2005), A Set of Analytical Benchmarks to Test Numerical Models of Flow and Transport in Soils, Vadose Zone Journal, 4(1): 206-221.

97. Viman V. et al., (2005), L. Mihaly Cozmuta, Gh. Vatca, C. Varga, Mathematical Modelling of Pollutants Dispersion in Soil, American Journal of Environmental Sciences.

98. Viotti Paolo et al., (2005), Valentina Mantovani, Modelli numerici per la simulazione del trasporto di contaminanti nella zona satura e non satura, edizioni Osservatorio Siti Contaminati, maggio, pg. 71-109.

99. Vlad V. et al., (1997), Târhoacă E., Poapa D., Iancu R., Canarache A., Bază de date cu profile de sol (PROFISOL) - Structură şi funcţiuni, Ştiinţa Solului/Soil Science, Bucharest, XXXII, nr. 2.

100. Wang Chao et al., (2002), Gu Bin-jie, Parameter estimation for the model of contamination transport and transformation in unsaturated soil, Advances in water science, 13(2):184-190.

101. Yu-Shu Wu et al., (2009), Guan Qin, A Generalized Numerical Approach for Modeling Multiphase Flow and Transport in Fractured Porous Media, Communications in computational physics, Vol. 6, No. 1, july, pg. 85-108.

102. Zhihui Zhang et al., (2004), Mark L. Brusseau, Nonideal transport of reactive contaminants in heterogeneous porous media: Distributed domain model incorporating immiscible-liquid dissolution and rate-limited sorption/desorption. J. Contamin. Hydrol.

103. Zoie Constanţa et al., (2008), Vlad Virgil, Motelică Dumitru, Analiza caracteristicilor fizice şi chimice ale solului/terenului prin operaţii OLAP, Revista română a inovării, nr.1, decembrie, pg. 47-52.

104.***ADME - Traitabilité des sols pollués; guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, (2006), pg. 578.

105. *** BRGM - Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes, Eds. BRGM, (2001).

106. *** EPA - Bioventing Principles and Practice, Volume I: Bioventing Principles, (1995).

107. ***EPA - Off-Gas Treatment for Soil Vapor Extraction Systems: State of the Practice, EPA 542/R-05/028. Office of Solid Waste and Emergency Response, (2006), pg. 129.

108. *** European Environment Agency - L'ambiente in Europa, IIa Valutazione, Degrado del Suolo, (1998).

109. *** ICPA – Monitoringul stării de calitate a solurilor din România. Editura Polistar S.R.L., (1998).

110. ***Institutul Naţional de Cercetare - dezvoltare pentru Pedologie Agrochimie şi Protecţia Mediului – ICPA, Bucureşti.

111. ***Soil Pollution Control Standard, (2001).

112. ***Structura sistemului român de taxonomie a solurilor (SRTS 2003).

113. ***USACE - Engineering and Design: Soil Vapor Extraction and Bioventing, EM 1110-1-4001, (2002), pg. 424.

114. ***www.bettersoils.com (18.08.2010).

115. ***www.soilclassfication.com. (20.04.2010).

116. ***http://soils.usda.gov/technical/download.html (5.08.2010).

117. ***http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr. (17.07.2010).

B.C.U. „M. EMINESCU" IAŞI

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY

2012/14169

ISBN 978-606-527-218-7 EDITURA ALMA MATER BACĂU

BCU IASI/CENTRAL UNIVERSITY LIBRARY